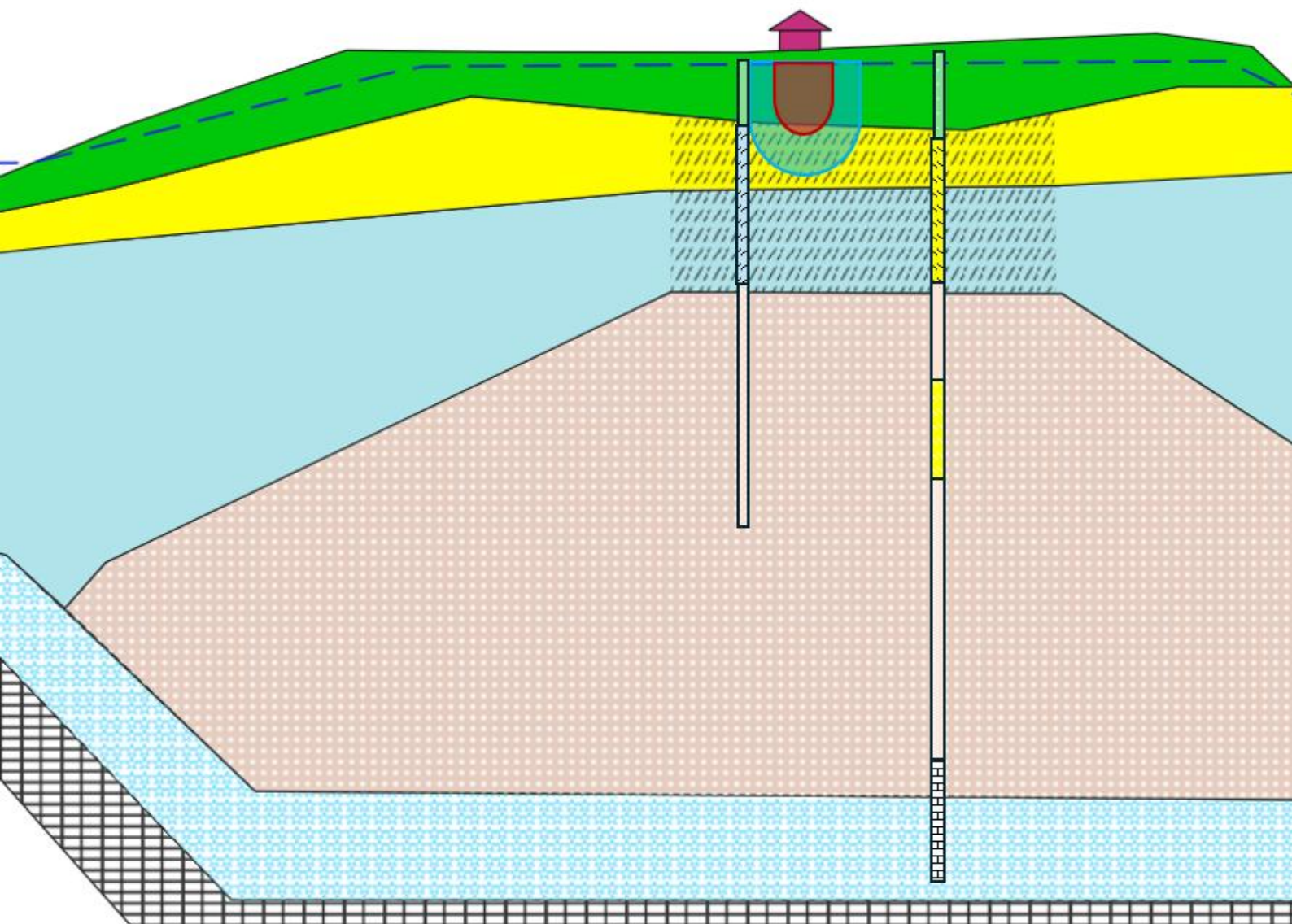




Spridning av klorerade alifater i grundvatten

-En fallstudie kring en f.d. kemptvätt i Bjärred

Michael Staniewicz

EXAMENSARBETE 30HP

ISRN LUTVDG(TVTG-5197)/1-43/(2026)

TEKNISK GEOLOGI

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet



Spridning av klorerade alifater i grundvatten

-En fallstudie kring en f.d. kemptvätt i Bjärred

Michael Staniewicz



LUND
UNIVERSITY

EXAMENSARBETE

utfört vid avdelningen för Teknisk geologi för fullföljande av kraven för Civilingenjörsexamen inom väg och vattenbyggnadsteknik vid Lunds tekniska högskola, Lunds universitet.

Lund 2026

Omslagsbild: Tvärsnitt ur konceptuell modell

Lunds universitet, Lunds tekniska högskola

Avdelningen för Teknisk geologi

Spridning av klorerade alifater i grundvatten: En fallstudie kring en f.d. kemtvätt i Bjärred

Spreading of chlorinated aliphatics in groundwater: A case study of a former dry-cleaning facility in Bjärred.

Författare: Staniewicz, Michael

Handledare: Gerhard, Barmen (Teknisk geologi); Mendoza, Alfredo (Teknisk geologi); Daniel Glatz (Structor Miljö Öst AB)

Examinator: Rossi, Matteo (Teknisk geologi)

ISRN LUTVDG(TVTG-5197)/1-43/(2026)

Sökord: Klorerade alifater, spridningssimulering

Språk: Svenska

Arbetet är utfört i samarbete med Structor Miljö Öst AB

Digital utgåva Lund 2026

Sammanfattning

Examensarbetet har som mål att tydliggöra hur skyddad en sluten akvifer är mot klorerade alifater genom att utföra en fallstudie på en f.d. kemtvätt i Bjärred. Kemtvätten har spillt PCE när den varit verksam från 1940- till 1970-talet då vätskan användes som tvättmedel i tvättmaskinerna. Idag beräknas källområdet under byggnaden innehålla 250 kg PCE i löst fas och fri fas. Spridningen av föroreningen horisontellt är relativt avgränsad genom provtagningar till skillnad från den vertikala spridningen vars omfattning är oklar.

Problemformuleringen riktar in sig på hur utbredd föroreningen är i djupare belägna sedimenten, vilka halter som kan väntas där och vad detta innebär för den regionala akviferen, Alnarpsströmmen. Arbetet inleds med datainsamling i form av en litteraturstudie och grundvattennivåmätningar i fält. Inhämtade data används sedan för att upprätta en konceptuell modell som lägger grunden för en numerisk grundvattenmodell. Slutligen görs en MT3DMS simulation baserat på flödena från en flödesmodell baserad på MODFLOW för att kvantifiera spridningen av PCE i löst fas.

Resultaten ur simulationerna utförda i examensarbetet visar att advektiv transport kraftigt bromsas av lermoränen under kemtvätten och stagnerar kring 11 m under markytan efter 50 år, medan provtagningar påvisat föroreningar vid 25 meters djup som är under lermoränen. Modellresultaten pekar på att plymens vertikala utbredning styrs av densitetsdriven transport av fri fas som troligen har migrerat genom sprickzoner och sandlinser i moränen för att nå Alnarpsströmmen. Osäkerheter i slutsatserna beror på begränsade geologiska data och få kalibreringspunkter.

Abstract

This thesis aims to clarify the risk that a confined aquifer can be contaminated from a spill of chlorinated solvents from a former dry-cleaning facility. This was investigated by conducting a case study at a former dry-cleaning facility in Bjärred that used PCE as a cleaning agent. The facility was active between the 1940s and 1970s, the spill from the process has had severe consequences with an estimated 250kg of PCE beneath the facility. Lateral spreading of the contamination is relatively well delimited by sampling in previous studies, whereas the extent of vertical migration is unclear.

The research in this thesis focused on how far the dissolved phase of the contaminant can penetrate in a long-term scenario and what implications this could have for the underlying regional aquifer Alnarpströmmen. The study begins with data collection through a literature review and field measurements of groundwater levels. The collected data are then used to develop a conceptual model that forms the basis for a groundwater model. Finally, an MT3DMS simulation based on the model flow field is performed to quantify the dissolved-phase transport of PCE.

Results from the simulations in the thesis show that advective transport is strongly impeded by the glacial till beneath the facility and stagnates around 11 m below ground surface after 50 years, while soil samples in previous studies have detected contamination at 25 m depth. The model results indicate that the plume's vertical extent is controlled by density-driven transport of free phase, which has likely migrated through fractures and sand lenses in the till to reach Alnarpströmmen. Uncertainties in the conclusions stem from limited geological data and few calibration points.

Förord

Detta examensarbete utgör det kulminerande steget i min utbildning till civilingenjör i väg- och vattenbyggnad. Ämnesvalet har styrts av mitt intresse för hydrogeologi och förorenade områden, vilka varit huvudfokus i min specialisering inom programmet. Examensarbetet har möjliggjort en bra kombination av dessa ämnen och även stärkt min förmåga som ingenjör. Avdelningen för Teknisk Geologi vid Lunds Tekniska Högskola har bidragit med både mätutrustning och kunniga hydrogeologer – en insats som varit avgörande för arbetets genomförande och som jag är mycket tacksam för.

Jag vill särskilt rikta ett varmt tack till min huvudhandledare, Gerhard Barmen, som med sin gedigna erfarenhet inom hydrogeologi har varit en ovärderlig resurs under hela arbetets gång. Din positiva och problemlösande inställning har gett mig trygghet och inspiration.

Vidare vill jag tacka min biträdande handledare Alfredo Mendoza, som bidragit med värdefull rådgivning och stöttat mig i utförandet av fältmätningar – moment som varit centrala för modelleringen.

Slutligen vill jag framföra ett stort tack till min biträdande handledare och kollega Daniel Glatz vid Structor Miljö Öst AB. Din expertis inom hydrogeologi och modellering har berikat arbetet, och jag är tacksam för att du introducerade mig till ditt projekt som jag kunde bygga vidare på. Jag vill även tacka Structor Miljö Öst AB för utlåning av mätutrustning och för den expertis jag fått ta del av.

Lund, Mars 2026

Michael Staniewicz

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte och frågeställningar	2
1.2	Metodik	2
1.3	Antaganden och förenklingar	3
2	Litteraturstudie	4
2.1	Tidigare undersökningar	4
2.2	Hydrogeologi	6
2.2.1	Regional geologi	6
2.2.2	Lokal geologi	6
2.2.3	Hydrogeologi	7
2.3	Klorerade alifater	8
2.3.1	Beskrivning av PCE och TCE	9
2.3.2	Transport av PCE och TCE genom moränleror	9
3	Indata och modellering	11
3.1	Indata	11
3.1.1	Grundvattennivåmätning	11
3.1.2	Grundvattennivå Alnarpsströmmen	13
3.2	Konceptuell modell	14
3.2.1	Den ytliga akviferen	14
3.2.2	Analys av borrhälsar	15
3.2.3	Det impermeabla lagret	17
3.2.4	Den djupa akviferen	17
3.2.5	Hydraulisk konduktivitet	18
3.3	Numerisk modell	19
3.4	Föroreningstransport	20
3.4.1	Hydrodynamisk spridning	20
3.4.2	Fastläggning	21
3.5	Scenarion	21
4	Resultat	22
4.1	Grundvattennivåmätningar	22
4.2	Kalibrering	23
4.2.1	Flödesbudget	27
4.3	MT3DMS Scenarion	28
4.3.1	Befintliga förhållanden	28
4.3.2	Scenario 1, ökade uttag ur Alnarpsströmmen	31
4.3.3	Scenario 2, lokalt dricksvattenuttag	32
4.3.4	Scenario 3, djupare utbredning av förorening	33
4.3.5	Scenario 4, kombination av tillstånd	34
5	Diskussion	35
5.1	Hydrogeologiska förhållanden	35
5.2	Hur stor utbredning kan föroreningsplymen ha i sedimenten med tiden?	37

5.3	Vilka halter PCE och dess nedbrytningsprodukter kan förväntas i olika delar av de grundvattenförande sedimenten?	39
5.4	Vilken inverkan kan en punktkälla ha på regional skala för ett slutet grundvattenmagasin?	40
6	Slutsats	41
7	Referenser	42

Bilaga 1 *MODFLOW modell med grundvattenuttag*

Bilaga 2 *MODFLOW modell med hydraulisk potential i Alnarpsströmmen sänkt till 2 meter*

Bilaga 3 *Grundvattenmätningar och nederbörd*

Bilaga 4 *Flödesbudget för hela grundvattenmodellen*

Bilaga 5 *Flödesbudget genom tunna partiet.*

Bilaga 6 *Kalibreringsresultat*

1 Inledning

Klorerade alifater har använts i många industrier i Sverige. Ämnena i denna grupp har användningsområden för industrin så som avfettning och framställning av olika produkter. Idag är deras användning reglerad och i många fall förbjuden. Klorerade alifater som har spillts i marken sprider sig på olika sätt beroende huvudsakligen på vattenmättnadsgraden i marken och ämnets flyktighet. Flyktigheten beror huvudsakligen på ämnets löslighetsgrad och densitet. När exempelvis tetrakloreten (PCE) bryts ner bildas nedbrytningsprodukter som har andra egenskaper. På grund av detta kommer spridningsmönstret att se olika ut beroende på vilket ämne som undersöks. Naturlig nedbrytning kommer att ske i en mycket låg takt, därför kan ett sådant ämne ligga kvar i marken under långa tidsperioder om ingen åtgärd vidtas (Englöv, et al., 2007).

Lokaliserat i den kustbelägna orten Bjärred befinner sig verksamhetsområdet för en före detta kemtvätt. Fastigheten Lomma Bjärred 50:1 var verksamhetsområdet för kemtvätten Bjerre Kemiska Tvätt under perioden 1947-1972 (Structor Miljö Öst AB, 2023). Initialt användes trikloreten (TCE) som tvättvätska och därefter PCE från omkring 1960. Medlet förvarades ute på gården norr om byggnaden i ett fat, idag är detta platsen för en tillbyggnad för en annan verksamhet. I väggen intill fatet låg kemtvättmaskinerna och destillatorn. Filter som användes vid tvättprocessen lagrades på en hög ute på fastighetens östra sida. Vattnet från tvättmaskinen leddes bort via avloppsrör till havet fram till 1958, sedan kopplades det till det kommunala ledningsnätet. Fastigheten ägs idag av Larssons Mekaniska AB som bedriver sin verksamhet på platsen sedan 1977. Verksamheten utvecklar och producerar diverse stålkomponenter (Larssons i Bjärred Mekaniska Verkstad AB, u.d.).

Platsen är inventerad enligt metodiken för inventering av förorenade områden (MIFO) och är klassad som Riskklass 1, mycket stor risk (Länsstyrelsen, u.d.). Kemtvätten som har verkat på platsen har spillt klorerade lösningsmedel i underliggande sediment som också fungerar som grundvattenmagasin. Dessa kan grovt delas upp i tre lager, den ytliga, den intermediära och den djupa grundvattenförekomsten, där den sista tillhör den så kallade Alnarpsströmmen. Höga halter av klorerade alifater, främst PCE och TCE har påvisats vid provtagningar på ca 14 m djup (Structor Miljö Öst AB, 2023). Halter av PCE och TCE i den regionala akviferen Alnarpsströmmen är inte påvisade men det finns en hög risk att en spridning kommer att ske dit på lång sikt om den inte redan har inträffat. Kemiska statusen i Alnarpsströmmen är till stor del obestämmd och akviferen anses allmänt vara skyddad av täta moränleror (Vatteninformationssystem Sverige, u.d.). Tidigare undersökningar av Alnarpsströmmen gjorda av bl.a. Johansson et. al. (2006) studerade var grundvattenmagasinet har sina huvudsakliga nybildningsområden och därmed var akviferen är mest hotad från föroreningar. Den här studien har som mål att tydliggöra vad en punktkälla i ett mindre permeabelt område kan ha för påverkan på grundvattenmagasinet. Examensarbetet kan ge ett alternativt perspektiv på detta och tydliggöra risken för kontaminering från objekt likt f.d. kemtvätten i Bjärred.

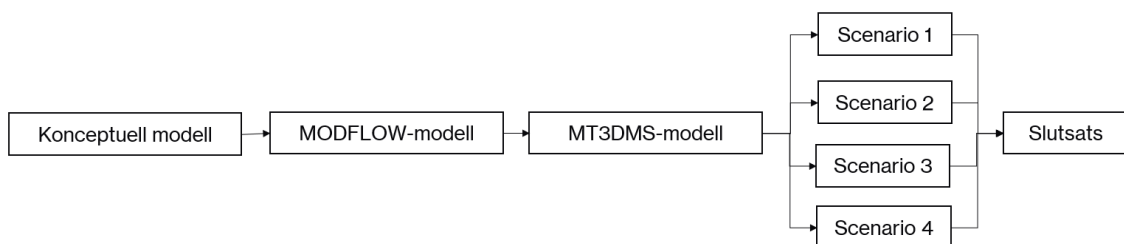
1.1 Syfte och frågeställningar

Examensarbetet är inriktat på att öka förståelsen för hur klorerade alifater eventuellt sprids till ett slutet grundvattenmagasin genom att göra en fallstudie på en f.d. kemptvätt i Bjärred. Fallstudien kan fungera som exempel på hur känsligt ett regionalt grundvattenmagasin kan vara för den här typen av föroreningskälla. Utifrån detta har följande frågeställningar formulerats:

- Vilka halter PCE kan förväntas i olika delar av de grundvattenförande sedimenten?
- Hur stor utbredning kan den lösta fasen av föroreningen ha i sedimenten med tiden?
- Vilken inverkan kan en punktkälla ha på regional skala för ett slutet grundvattenmagasin?

1.2 Metodik

Examensarbetet kommer att bestå av en litteraturstudie för att hitta spridningsmönster för PCE och dess nedbrytningsprodukter. Data kommer att samlas in i form av grundvattennivåmätningar och höjdmätningar i fält. Structor Miljö Öst AB kommer att bistå med underlag från sin undersökning på platsen. Grundvattenrör har installerats på platsen vid tidigare undersökningar och kommer att utnyttjas till examensarbetet. Grundvattendata har även inhämtats från Sydvästskånes grundvattenkommitté (SSGK). Databasinsamlingens mål är att ge underlag för en grundvattenmodell som ska skapas för området. Detta eftersom hydrogeologin kommer att ha en avgörande roll för spridningsriktningen av den lösta fasen som finns i de genomsläppliga sedimenten (Moran, et al., 2007; Nordlander, 2015; Kueper, et al., 2003; Parker, et al., 2003). Detta är särskilt lämpligt för nedbrytningsprodukterna som är betydligt mer lösliga jämfört med moderprodukten, PCE (Englöv, et al., 2007). Flödena i grundvattenmodellen kommer att utnyttjas av ett påbyggnadsprogram till MODFLOW, MT3DMS. Mjukvaran kommer att beräkna hur föroreningen från källområdet kommer att spridas med grundvattenflödet. Förutom grundvattenmodellen kommer framtida grundvattenförhållanden att simuleras i spridningen för att visa hur olika scenarion eventuellt påverkar spridningen. Arbetsflödet i metodiken visas i Figur 1. PCE i fri fas sprids snabbt genom densitetsdriven spridning och är mindre lösligt än andra klorerade alifater (Kueper, et al., 2003; Englöv, et al., 2007). Därför kommer risken för att denna spridning har skett till Alnarsströmmen utredas kvalitativt, se vidare i avsnitt 1.3.



Figur 1. Arbetsflödet för modelleringsprocessen, där de olika stegen presenteras i kronologisk ordning.

1.3 Antaganden och förenklingar

Under arbetets gång gjordes antaganden och förenklingar för att göra tolkningen av hydrogeologin, datainsamlingen och modelleringen hanterbar. Tidigt i arbetet gjordes bedömningen att densitetsdriven transport av PCE skulle kräva detaljerad kunskap om den lokala geologin vilket är problematiskt för exempelvis lera där flödesvägarna är svåra att bestämma (Kueper, et al., 2003). Detta skulle innebära en mycket resursintensiv process och valdes därför bort. I stället lades fokus på modellering av den flödesberoende transporten av löst fas av föroreningen. Ett avsnitt i diskussionen ägnades åt att göra en kvalitativ bedömning av risken att densitetsdriven transport har skett utifrån resultaten av datainsamlingen och modelleringen. För grundvattenmodelleringen låg huvudfokus på att visa den vertikala spridningen av den lösta fasen då detta var den dominerande spridningsvägen som har visats av Structor Miljö Öst AB (2023). Dessutom är grundvattenrörens filterplacering utförd för att möjliggöra mätning av vertikal grundvattennivåskillnad mellan akvifererna. På grund av grundvattenrörens placering i nära anslutning till kemptvätten är grundvattenmodellens noggrannhet inte verifierbar utanför källområdet och beskrivs därför i mindre detalj. Det regionala flödet i Alnarpssedimenten är inte simulerat i modellen utan är grovt förenklat till ett vertikalt flöde från den ytliga akviferen till Alnarpssedimenten. Slutligen har endast PCE simulerats i föroreningsspridningen på grund av att den dominerar och har ett mer väldefinierat källområde jämfört med TCE som endast har förekommit i relativt låga halter i vissa provpunkter.

2 Litteraturstudie

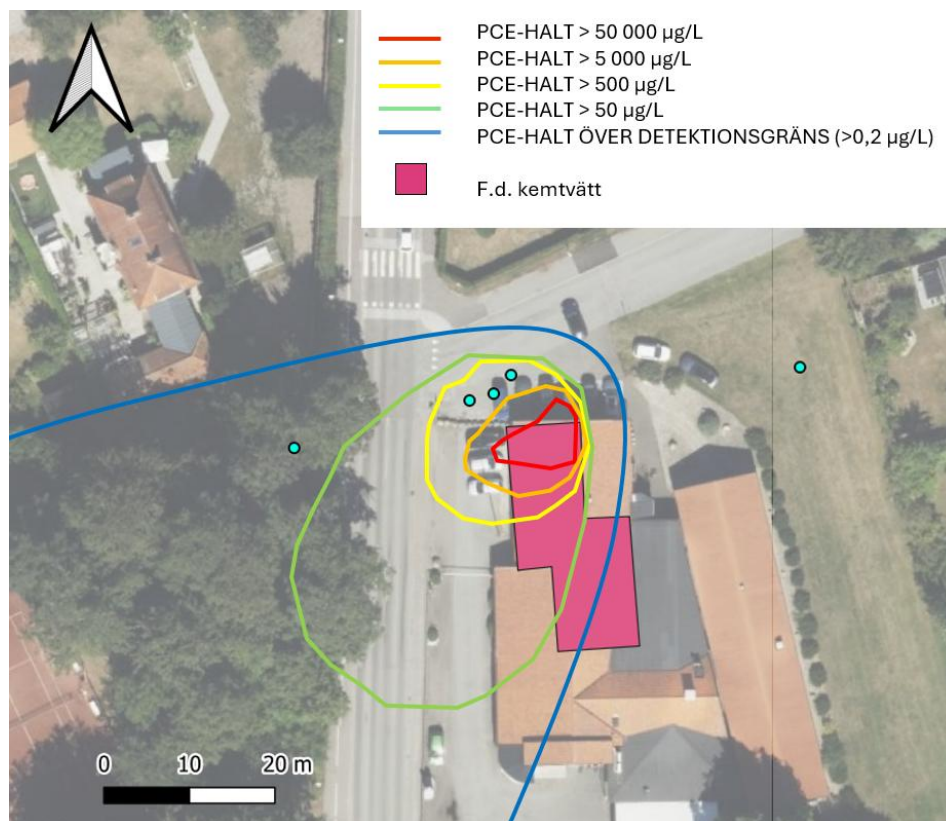
Litteraturstudien genomfördes för att samla in och sammanställa befintlig kunskap om klorerade alifaters egenskaper, spridningsmekanismer i mättade och icke-mättade zoner samt särskilt DNAPL-transport i lågpermeabla jordar såsom glaciallera och morän. Sökningar genomfördes i vetenskapliga databaser såsom Google Scholar och ResearchGate. Utöver detta söktes myndighetsrapporter och vägledningar från svenska myndigheter, främst Naturvårdsverket (NV), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Sveriges geotekniska institut (SGI). Även internationella tekniska handböcker och vägledningar användes, däribland den av Keuper et al. (2003)

Centrala sökord och sökfraser inkluderade bland annat: "chlorinated solvents groundwater", "DNAPL transport clay till", "fractured clay", "morän hydrogeologi" samt motsvarande svenska termer såsom "klorerade lösningsmedel spridning", "DNAPL moränlera" och "föroreningsspridning lågpermeabla jordar". Utöver generella sökningar användes referenslistor i ovanstående publikationer för att identifiera ytterligare relevanta studier.

2.1 Tidigare undersökningar

Lomma Kommun har bekostat ett antal undersökningar sedan 2011 där man bland annat utfört kontroll av inomhusluft och dricksvatten för att kontrollera om föroreningen har haft inverkan på omkringliggande fastigheter. Senaste undersökningen var huvudstudien utförd av Structor Miljö Öst AB (2023) där provtagningar av mark, dricksvatten och luft utfördes för att kartlägga föroreningen, undersöka inverkan på inomhusluft och dricksvatten samt göra en riskbedömning av vidare spridning till djupa grundvattenförekomster samt Öresund. Baserat på resultaten rekommenderades metoder för sanering som var lämpliga utifrån platsens förutsättningar.

Resultatet ur studien visade att föroreningen rör sig i sydvästlig riktning med snabbt avtagande halter längre bort från källområdet. Detta tyder på att den laterala transporten av föroreningen från källområdet är av mindre betydelse och att i stället vertikal transport dominerar. Upprepad grundvattenprovtagning visade att föroreningen frigjordes på sommaren då grundvattennivåerna var låga och spreds sedan när nivån ökade igen på vintern. Själva källområdet har inte avgränsats exakt på grund av pågående verksamhet i fastigheten men den misstänks vara i anslutning till en betongbrunn under norra delen av kontorsbyggnaden där jordprov togs samt grundvattenprov som visade att PCE koncentrationen i grundvattnet nådde 100 mg/l. Koncentrationen i grundvattnet kan nå ännu högre värden närmare det odefinierade källområdet. Lateral utbredningen av plymen från källområdet visas i Figur 2. Utifrån PCE halter som uppmättes i jordprover har mängden förorening i källområdet beräknats att vara 250 kg.



Figur 2. Spridning i den ytliga akviferen tolkad utifrån analyserade grundvattenprover (Structor Miljö Öst AB, 2023).

Plymens vertikala omfattning undersöktes genom ett stort antal jordprov och grundvattenprover i huvudstudien. Dessa togs främst i den ytliga sanden samt underliggande lermoränen med det djupaste provet taget på 25 meters djup. PCE halterna i jordproverna var som högst vid ytan där 16 mg PCE/kg jord påvisades. Det djupaste jordprovet på djupet 18–25 m hade 0,737 mg PCE/kg jord. Huvudstudiens slutsats till följd av de uppmätta halterna PCE var att det finns en vertikal spridning som tränger igenom lermoränen. Koncentrationerna i Alnarpsströmmens mest vattenförande del bedöms vara 0–100 µg/l men är inte verifierade med mätningar på grund av förekomsten av gas vid borrningen av ett grundvattenrör dit (Structor Miljö Öst AB, 2023).

Naturlig nedbrytning i den ytliga akviferen bedöms vara låg baserat på mätningar av dekloreringsgrad (DKG) och avsaknaden av nedbrytningsprodukter. En något högre nedbrytning har påvisats längre bort från källan. Huvudstudien tog fram platsspecifika riktvärden baserade på naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Den tar hänsyn till risken för farliga halter av ånga i inomhusluft som bildas när PCE och TCE förångas under en byggnad. Utifrån modellen beräknades de platsspecifika värdena i det ytliga grundvattnet som inte fick överskrida 2,3 mg/l PCE samt 0,75 mg/l TCE. För dricksvattenkvaliteten är riktvärdet ännu strängare, där får PCE och TCE inte överskrida 10 µg/l respektive 0,01 µg/l (Livsmedelsverket, 2022).

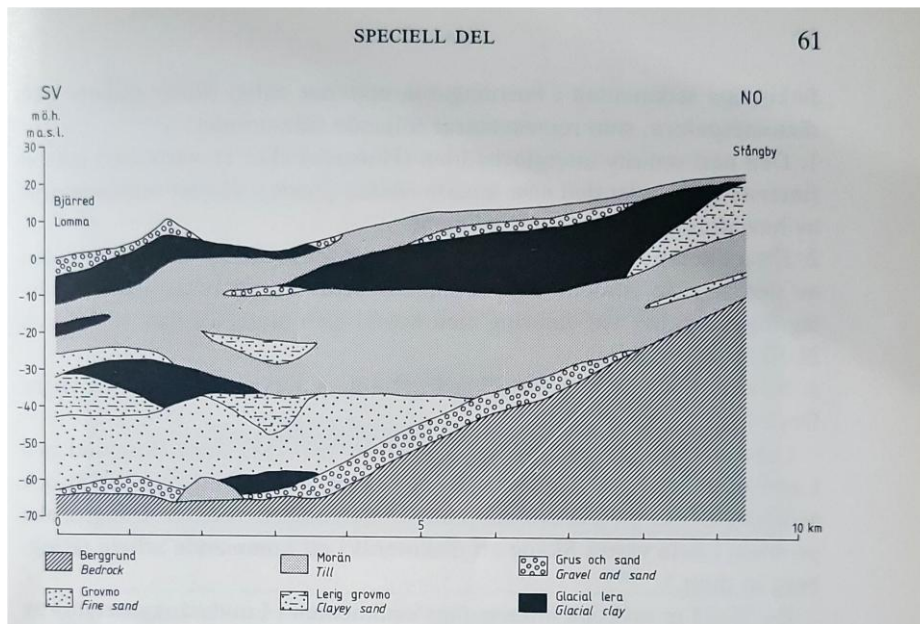
2.2 Hydrogeologi

2.2.1 Regional geologi

Bjärred är beläget ovanför Alnarpsdalen som är en regional geologisk formation. Den breder ut sig från Ystad i sydöst till Barsebäck i nordväst och fortsätter sedan norrut under Öresund och vidare till Danmark (Vattenbyggnadsbyrån, 1969). Dankalkstenen är uppbyggd av dankalksten, en mycket finkornig kalksten som består av mikroskopiska kalkskal och flinta. Berget har en mäktighet på ungefär 180 m (Ringberg, 1987). Den är mycket uppsprucken och har på flera ställen en god vattenföringsförmåga vilket även har observerats i Bjärred där hydrauliska konduktiviteten är i storleksordningen 10^{-5} m/s. Berget bildar en sänka som kallas för Alnarpsdalen. Dalens botten ligger i allmänhet på -65 m (RH2000). Nederst i dalen finns främst grus och sand samt finsand. Även morän har påträffats under finsanden i enstaka borrhälar. Alnarpsdalens vattenförande sediment täcks av mäktiga lager impermeabla jordar bestående av olika sorters morän och glaciallera med varierande lagerföljd. Dessa lager är mycket komplexa då de har varierande mäktighet och komposition (Ringberg, 1987). Det förekommer också inslag av sand- och gruslinser som inte är sammanhängande men har god vattenföringsförmåga (Vattenbyggnadsbyrån, 1969). Moränen kan huvudsakligen delas in i en ytlig lerig morän som överlagrar en sandig och grusig morän (Ringberg, 1980). Moränlagren har en sammanlagd mäktighet på 10-30 m. Glaciallerans mäktighet har uppskattats till 10-20 m.

2.2.2 Lokal geologi

Bjärred ligger över Alnarpsdalens nordvästra del vars lagerföljd inte har några tydliga lokala avvikelser. Även här täcks sedimenten av 10-20m morän, därefter ett ca 10 m tjockt lager glaciallera se Figur 3. Bland de impermeabla sedimenten finns 2-6 m mäktiga sand- och gruslinser som också syns i borrhälar från SGU:s brunnarkiv. De har också verifierats genom undersökningar utförda av Structor Miljö Öst (2023). Över de impermeabla sedimenten ligger en ytlig akvifer bestående av bland annat isälvsediment med en tjocklek som varierar mellan 2 och 7 meter (Ringberg, 1987). De ytliga jordlagren har partier av siltig och lerig sand samt delar där kornstorleken varierar mellan grovsand och finsand. Där den senare förekommer främst längs kustlinjen där en finkornig sand utgör en vall. Detta är en 7000 år gammal avlagring från litorinahavet (Naturkartan, 2025). Under denna period nådde havsnivån betydligt högre än idag vilket möjliggjorde avlagringen av sedimenten. Sand- och grusavlagringarna upphör vid Löddeåns dalgång i väst som domineras av svämsediment i form av silt och lera samt sand. I öst övergår sandfraktionerna till glaciallera och morän som är förhållandevis låglänta. Höjdskillnaden vid övergången är ungefär 4 m.



Figur 3 Sektion över lagerföljden mellan Bjärred och Stångby (Ringberg, 1987).

2.2.3 Hydrogeologi

Bjärred och dess omnejd har ett flertal vattenförekomster i form av akviferer, åar, mossar och kustområden. Den mäktigaste och mest utbredda grundvattenförekomsten är Alnarpsströmmen som har en mycket god vattenförande förmåga. Baserat på 50- och 60-talets hydrogeologiska utredningar bedömde man uttagskapaciteten att vara 25 miljoner m^3 per år. Det är huvudsakligen grovsanden och gruset som har den största vattenföringsförmågan och utgör den största delen av grundvattentillgången (Vattenbyggnadsbyrån, 1969). Den underliggande kalkstenens sprickighet innebär att den också är vattenförande (SGU, u.d.(a)). Uttagen ur den sprickiga berggrunden och de grova sedimenten ovan har varierat genom tiden. Uttagen nådde sin högsta nivå på 50-talet då de nådde cirka 20 $\text{Mm}^3/\text{år}$

Finsanden som överlagrar de grova sedimenten i Alnarpsströmmen är också vattenförande men med en mer begränsad genomsläpplighet (Vattenbyggnadsbyrån, 1969). Ett trettiotal brunnar i Bjärred är borrhade till Alnarpsströmmens vattenförande delar och används främst för trädgårdsbevattning och energiutvinning (SGU, u.d.(b)). Ler- och moränlagren är inneslutande för de vattenförande sedimenten i Alnarpsdalen men innehåller sandlinser som i vissa fall kan innehålla grundvatten. I många borrhäknor runt Bjärred kan sådana sandlinser observeras i form av mindre sandinslag i en massiv lera/morän. Den ytliga akviferen som ligger i Bjärred består av mycket genomsläppliga isälvssediment som inte är klassade som en grundvattenförekomst (Vatteninformationssystem Sverige, u.d.). Det finns inte heller några brunnar registrerade i SGUs brunnsarkiv som använder vattnet till privata ändamål (SGU, u.d.(b)).

2.3 Klorerade alifater

Klorerade alifater kan delas upp i tre huvudgrupper, etener, etaner och metaner. Bland etenerna finns Tetrakloreten (PCE) och Trikloreten (TCE) som är första respektive andra ämnet i nedbrytningskedjan, följt av Dikloreten (DCE), Vinylklorid (VC) och Eten, se Tabell 1. Ämnena är hydrofobiska när de befinner sig i fri kemikaliefas, graden av hydrofobi beror på antalet kloratomer i ämnet. Antalet kloratomer minskar med varje nedbrytningssteg när ämnet reduceras genom att förlora en kloratom. Alltså innebär varje steg en minskad hydrofobi vilket gör nedbrytningsprodukterna mer lösliga i vatten (Englöv, et al., 2007). Även andelen av ämnet i gasfas och fast fas (bundet till organiskt kol) varierar bland etenerna. PCE som exempel finns huvudsakligen i fri fas och fastläggs till organiskt kol. Längst ner i nedbrytningskedjan finns Vinylklorid (VC) som istället tenderar att vara i löst fas samt gasfas vilket gör den mer flyktig (Jonasson, et al., 2007). De skilda jämviktsförhållandena gör att etenerna kommer ha varierande beteenden i den mättade zonen vilket gör identifieringen av ämnet som utgör föroreningen avgörande för att bedöma spridningsmönstret.

Tabell 1. Kemiska egenskaper för PCE och dess nedbrytningsprodukter (Englöv, et al., 2007)

Förening	Molekylformel	Densitet [g/cm ³]	Kokpunkt [°C]	Löslighet i vatten [mg/L]	log K _{ow} [-]
Tetrakloreten (PCE)	C ₂ Cl ₄	1,62	121,1	150	2,60
Trikloreten (TCE)	C ₂ HCl ₃	1,46	87,2	1100	2,38
cis-1,2- Dikloreten (DCE)	C ₂ H ₂ Cl ₂	1,28	60,3	3500	0,70
trans-1,2- Dikloreten (DCE)	C ₂ H ₂ Cl ₂	1,26	48,6	6300	0,48
Vinylklorid (VC)	C ₂ H ₃ Cl	0,91	-13,4	2760	1,38

Även etenernas reaktionsbenägenhet med organiskt kol varierar. Detta representeras av fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, K_{ow} (Jonasson, et al., 2007). Koefficienten visar hur mycket av ämnet som föredrar oktanol respektive vatten vilket i hydrogeologiska sammanhang ger en indikation på hur benäget det är att reagera med organiskt kol i sedimenten. Bland etenerna varierar koefficienten kraftigt då PCE och TCE har en högre K_{ow} medan 1,2-Dikloreten har ett mycket lägre värde.

2.3.1 Beskrivning av PCE och TCE

PCE och TCE kommer att beskrivas närmare då de är den dominerande föroreningen på platsen. Moderprodukten PCE är den mest svårlösliga av etenerna då den ligger högst i nedbrytningskedjan och har flest kloratomer, den uppträder ofta i fri fas. Den dominerande transportformen är därmed densitetsberoende spridning då ämnet också har en högre densitet än vatten. Grundvattenflödet kommer att ha en låg inverkan på transporten. Det avgörande transportsättet kommer vara densitetsdriven transport som påverkas av permeabiliteten i jordlagren som ämnet i fri fas potentiellt kan tränga igenom (Parker, et al., 2003). Fria fasen kan röra sig i motsatt riktning gentemot grundvattenflödet om sprickorna/jordlagren stupar i en motsatt riktning (Kueper, et al., 2003). I densitetsberoende spridning kommer den fria fasen att nå ett impermeabelt lager i form av t.ex. massiv lera eller berggrund, där kommer ämnet att ansamlas givet att det inte finns sprickor i underlaget (Parker, et al., 2003). Sprickighet kan finnas i huvudsakligen impermeabla lager som moränlera och kan vara avgörande för transportens omfattning, detta diskuteras vidare i 2.3.2.

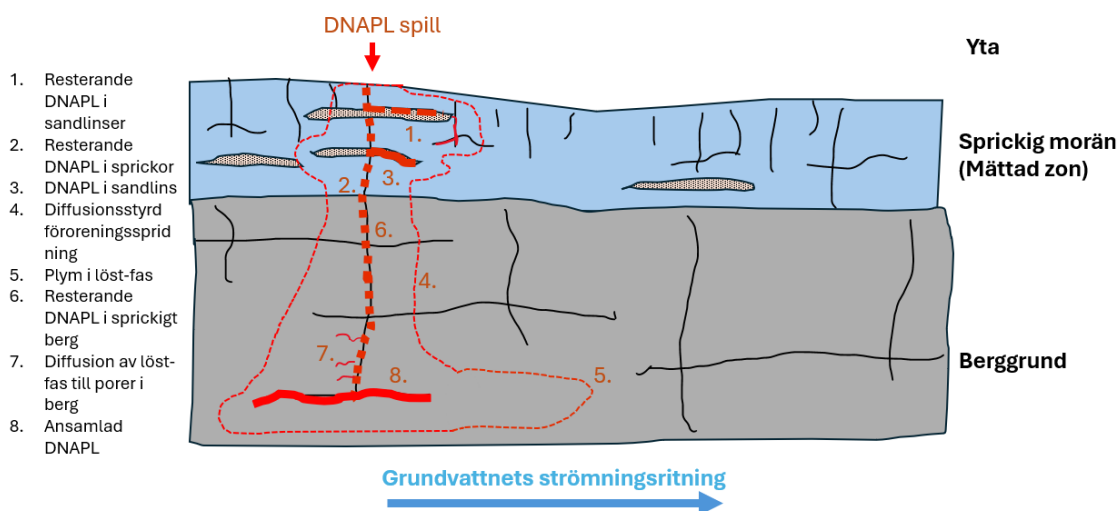
Även om PCE och TCE är svårlösliga så kommer även de att gradvis lösas i grundvattnet. När den fria fasens spridning har bromsats in genom fastläggning eller mekanisk fastläggning kommer den succesivt att börja lösas i grundvattnet eller förångas. Den lösta fasen av föroreningen kommer sedan att bilda en plym som rör sig i grundvattnets strömningsriktning (Moran, et al., 2007; Nordlander, 2015; Kueper, et al., 2003). Lösta fasen kommer att retarderas genom fastläggning till organiskt kol som kan finnas i jorden. Effekten av detta är att plymen kommer att röra sig med en hastighet som är mellan 10% och 100% av grundvattenflödets hastighet beroende på tillgängligheten av organiska ämnen enligt Parker et. al. (2003).

2.3.2 Transport av PCE och TCE genom moränleror

Lera är ofta tolkat som ett impermeabelt lager i grundvattenmodeller och ges en låg hydraulisk konduktivitet i normalfall (Larsson, 2008). Detta gäller särskilt för vertikal hydraulisk konduktivitet på grund av jordartens struktur. Praktiska fall har visat att lera kan vara mer permeabel än så. Studier utförda av Grisak och Cherry (1974) samt Hanor (1993) har visat att permeabiliteten är mycket högre än vad som typiskt är väntat för moränleror om sprickighet förekommer. Uppkomsten av vertikala sprickor kan orsakas av postglacial landhöjning som skapar laterala dragkrafter i moränleran samt vittring (Grisak & Cherry, 1974). Samtidigt är förekomsten av öppna sprickor på några meters djup i vattenmättad, lerig morän osäker, och sådana strukturer kan vara begränsade i utbredning.

En alternativ och ofta mer sannolik förklaring till förhöjd permeabilitet är granulometrisk heterogenitet inom moränleran, exempelvis i form av sand- och siltlinser. Dessa kan skapa lokala, mer permeabla flödesvägar och därmed öka den effektiva hydrauliska konduktiviteten (Kessler, 2012).

Kombinationen av vertikal sprickighet och sandlinser kan skapa ett sammanlänkat system av flödesvägar för grundvatten och därmed också potentiella föroreningar i löst fas och fri fas, se Figur 4. Effekten blir att en förorening kan tränga igenom ett massivt lerrikt lager som annars hade ansetts vara tätt. För PCE innebär detta att transport underlättas då ämnet transporteras i både fri och löst fas. Exempel på spridningsmönster för fri fas visas i (1.), (2.), (3.), (6.) och (8.) enligt Figur 4 med förklarande texten till vänster. Spridning av löst fas visas i (4.), (5), (7). Typexemplet i figuren visar att efter att den fria fasen har rört sig genom sandlinser och sprickor så lämnar den efter sig ett spår av fastlagd fri fas, se (1.), (2.) och (6.). När fria fasen har slutat förflytta sig kommer den gradvis att övergå till den lösta fasen och transporteras med grundvattnet (5.), samt genom diffusion från källzoner med fastlagd fri fas (4.).



Figur 4. Spridning av en tung, vattenolöslig vätska (DNAPL) i uppsprucken morän. Figuren är en schematisk skiss baserad på en illustration i handboken av Keuper et al. (2003).

Den fria fasen lämnar alltså källområdet och tränger igenom sprickorna i uppluckrade geologiska barriärer. Spridningsvägarna är svåra att identifiera då detta kräver detaljerad information om geologin och gör därför densitetsdriven simulering mycket svår (Kueper, et al., 2003). Den styrande faktorn för spridningsriktningen kommer att vara spricksystemets struktur, inte riktningen av grundvattenflödet. I fall där impermeabla lagret är mycket tjockt kan spridningen av den fria fasen begränsas men det ska antas att leran är helt genomträngd av föroreningen om annat inte påvisats genom provtagning i underliggande jordlager (Kueper, et al., 2003). En del av den fria fasen kommer att stanna i lerans porer och sandlinser och på så vis lagras (Chapman & Parker, 2005). När den fria fasen börjar övergå till löst fas kommer koncentrationen i grundvattnet att öka tills en jämvikt nås. Om den lösta fasen sedan sköljs ut av grundvattenflöde eller bryts ner, kan den lagrade fria fasen börja lösas i grundvattnet på nytt för att jämna ut koncentrationsgradienten. Det är således väsentligt att identifiera var föroreningen i fri fas finns i marken.

3 Indata och modellering

3.1 Indata

Indata till grundvattenmodelleringen bestod av egenutförda grundvattennivåmätningar samt årliga mätningar utförda av Sydvästskaånes grundvattenkommitté (SSGK) i Alnarpsströmmen.

3.1.1 Grundvattennivåmätning

Inför modelleringen genomfördes grundvattennivåmätningar som är nödvändiga för kalibreringen av modellen. Mätningar utfördes i fem grundvattenrör vid kemptvätten med hjälp av automatiska tryckgivare med datalogger samt manuella mätningar med ljudlod i början och slutet av mätserien. Sex automatiska tryckgivare fanns tillgängliga varav en agerade som barometer för senare lufttryckkompensation av grundvattentrycket. Grundvattenloggarna ställdes in på att mäta en gång per halvtimme, deras specifikationer samt medföljande mjukvara för inhämtning av data visas i Tabell 2.

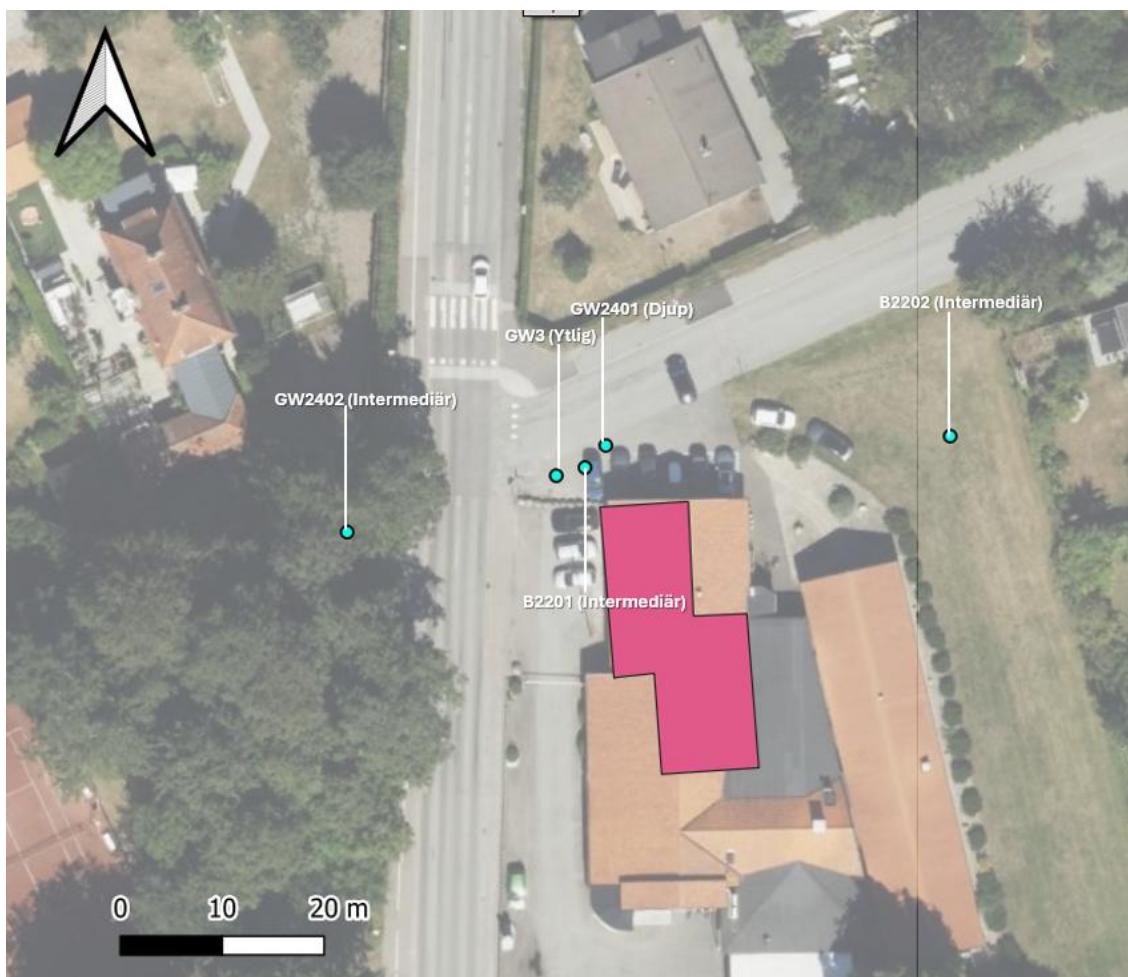
Tabell 2. Grundvattenloggrar som användes. *En av loggrarna används som barometer

Tillverkare	Modell	Felmarginal [cm H ₂ O]	Antal	Mjukvara
Onset HOBOWare	U20L-04	0,4	3	HOBConnect
van Essen Instruments	TD-Diver DI801	0,5	3*	Diver-Office

Grundvattenrören som valdes för mätningarna visas i Tabell 3. Valet av just dessa grundvattenrör var för att möjliggöra mätning av grundvattnets gradient vertikalt mellan den ytliga och den djupa akviferen. Grundvattenrören har funktionstestats innan försöken. Mätningarna påbörjades den 6 Februari 2025 och pågick fram till den 15 Maj 2025 vilket motsvarar tre och en halv månad. Tidsramen styrdes huvudsakligen av examensarbetets tidplan. Avläsningen av den loggade tryck- och temperaturdatan gjordes med loggerns mjukvara.

Tabell 3. Grundvattenrör med totalt djup under markytan, filternivå, typ av logger som användes samt manuella mätningar vid nedsänkningen av loggern. *Grundvattenrör med två loggrar varav en fungerar som barometer.

Grundvattenrör	Djup [m]	Filternivå [m] (RH2000)	Datalogger	GV-nivå vid nedsänkning [m] (RH2000)
GW2402*	23	-9,0 till -10,6	TD-Diver DI801	+5,80
GW3	5	+8,3 till +7,5	U20L-04	+8,35
B2201	23	-9,0 till -12,2	U20L-04	+6,15
B2202	21	-9 till -9,24	TD-Diver DI801	+5,84
GW2401	52,8	-36,6 till -41,9	U20L-04	+4,72

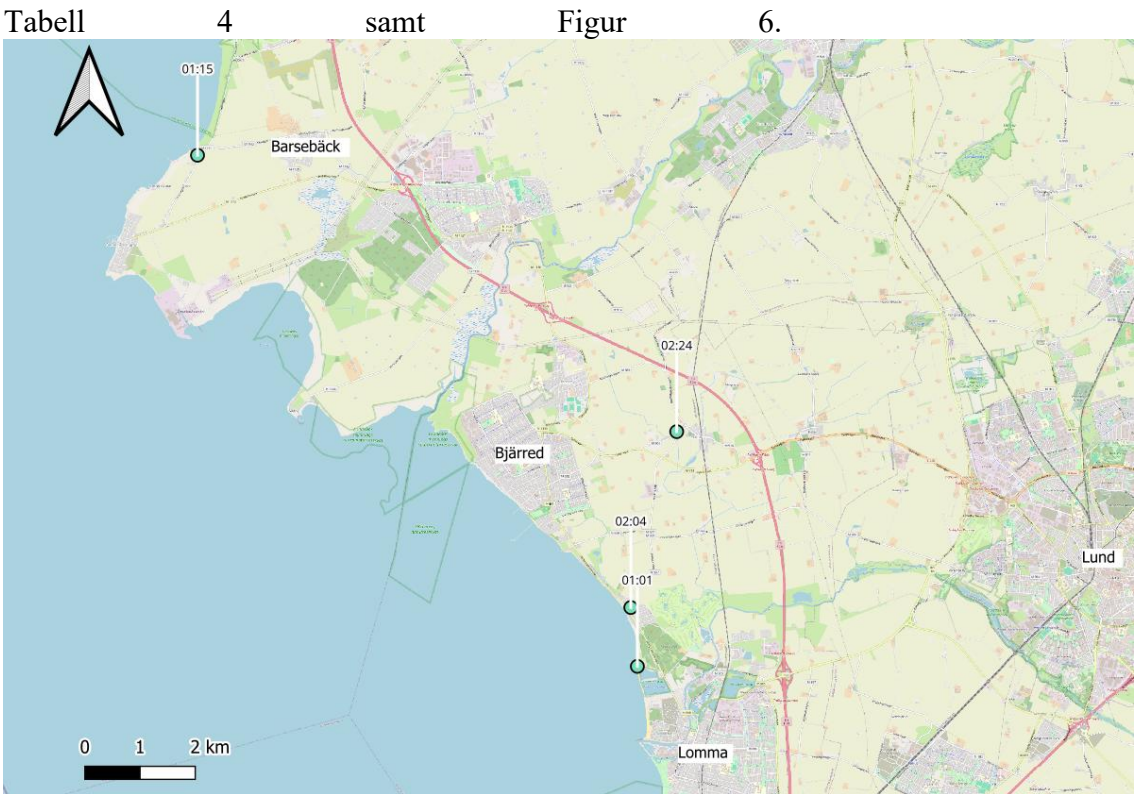


Figur 5. Grundvattenrör som användes för nivåmätningar i jordlager under f.d. kemtvätten. Kemtvättens ursprungliga byggnad är markerad med den rosa polygonen.

3.1.2 Grundvattennivå Alnarpsströmmen

Grundvattennivåer i Alnarpsströmmen mäts av SSGK som bidrog med mätserier från fyra brunnar i akviferens norra del. Mätningarna som SSGK bistod med var från 70-talet fram till 20 januari 2025 som är det senast registrerade mät datumet. De senaste fyra årens grundvattennivåer uppmätta i januari användes som grund till att beräkna ett medelvärde för vardera grundvattenrör, se

Figur 6. Grundvattenrören i Alnarpsströmmen där SSGK utför årliga mätningar.



Figur 6. Grundvattenrören i Alnarpsströmmen där SSGK utför årliga mätningar.

Tabell 4. Grundvattenrören i Alnarpsströmmen med djup under markytan, geologiskt lager vid filtret samt ett medelvärde på grundvattennivån i januari från de senaste fyra åren.

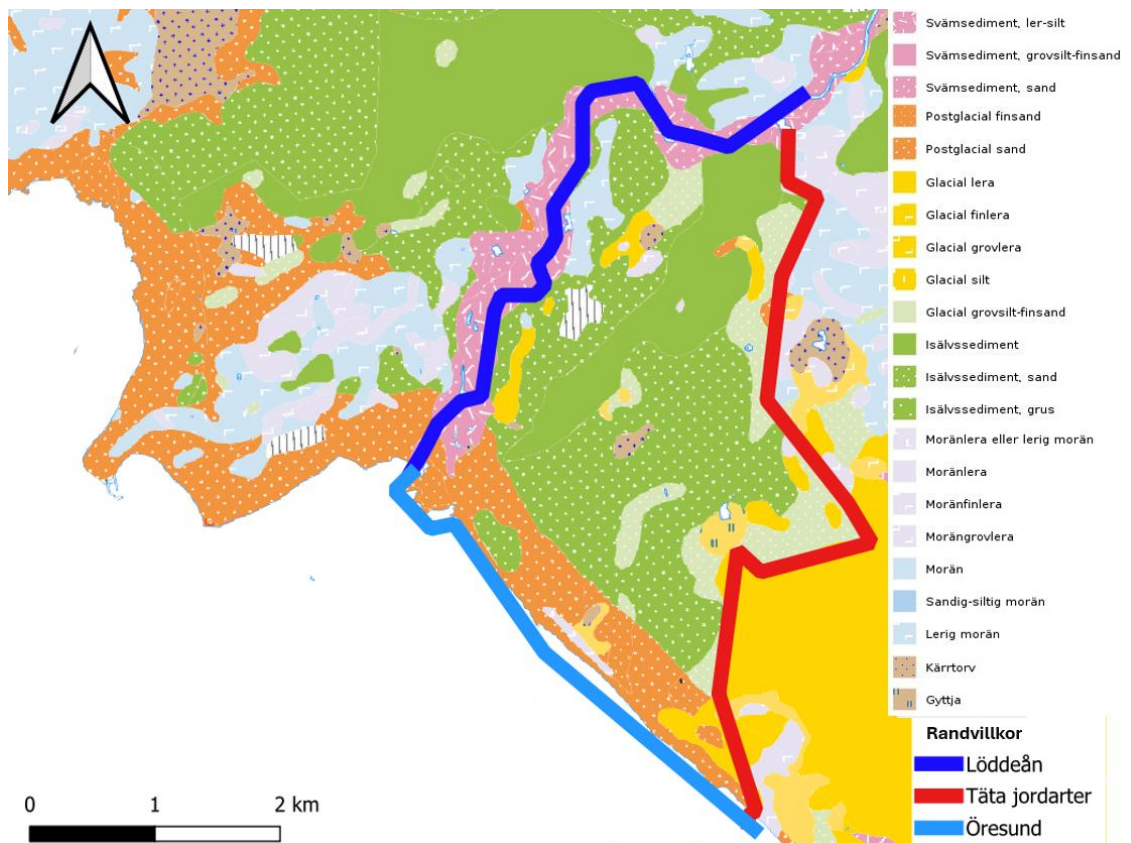
Grundvattenrör	Djup [m]	Geologiskt lager vid filter	GV-nivå (RH200) [m]
1:01	70	Berg	Artesisk (> +2,95)
1:15	70	Berg	+2,1
2:24	72	Berg	+4,75
2:04	77	Berg	+3,27

3.2 Konceptuell modell

Den konceptuella modellen består av tre delar som tillsammans bildar grundvattensystemet i området. Den ytliga akviferen, det impermeabla lagret och den djupa akviferen. Uppdelningen beror på den tydliga avgränsningen mellan en ytlig akvifer, ett mellanliggande impermeabelt lager och en djupt belägen akvifer, som är Alnarpsströmmen. Randvillkoren för den konceptuella modellen är baserade på de hydrogeologiska förutsättningarna i området samt borrhålsanalysen som kommer att diskuteras nedan.

3.2.1 Den ytliga akviferen

Den ytliga akviferen sträcker sig från kusten i Bjärred till Borgeby straxt norr om Europaväg 6. Sedimenten är huvudsakligen isälvsavlagringar med inslag av silt och lera (Ringberg, 1987). Akviferens laterala utbredning framgår av Figur 7.



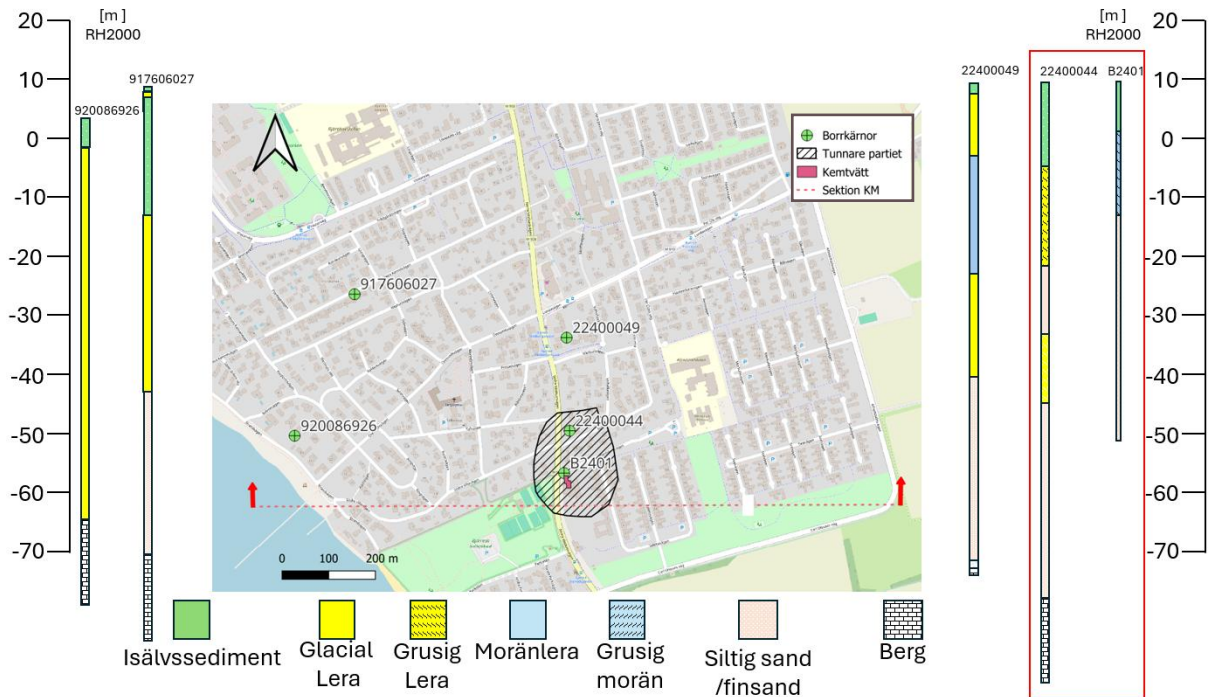
Figur 7. Den ytliga akviferen i Bjärred bestående huvudsakligen av isälvsediment. De konceptuella randvillkoren visas enligt teckenförklaringen. Bakgrundskarta från jordartskartan från SGU (u.d.(c))

Enligt brunnarkivets geologiska data är de vattenförande sedimenten i genomsnitt 3 meter med djupare och grundare partier. Där de djupare partierna finns i de mittersta delarna av akviferen medan de tunnare delarna finns längs kusten och i nordöst. Den ytliga akviferen är belägen på det impermeabla lagret bestående av glacial lera och moränlera. Längs akviferens nordvästra del sträcker sig Löddeån vars vattennivå ligger i linje med havsnivån då detta är åns utlopp, den rinner igenom en dal bestående av svämsediment av lera och silt. Åns vattennivå är under den ytliga akviferen då den ligger betydligt högre. Därför bedöms den inte ha någon hydraulisk kontakt med den ytliga akviferen. Ån är omgiven av ett system av diken som avvattnar svämplanen längs ån. Ån och diken har därför en dränerande effekt i området. Ytliga akviferens östra rand är slutningen där isälvsedimenten tar slut och övergår till en låglänt glaciärra som korsas av flera diken. Den ytliga akviferen kommer att begränsas i sydväst av havet som kommer att utgöra en sträng gräns för vattennivån på +0,07 meter (RH2000) som är ett medelvärde av kontinuerliga mätningar från mätstationen i Barsebäck (SMHI, u.d.).

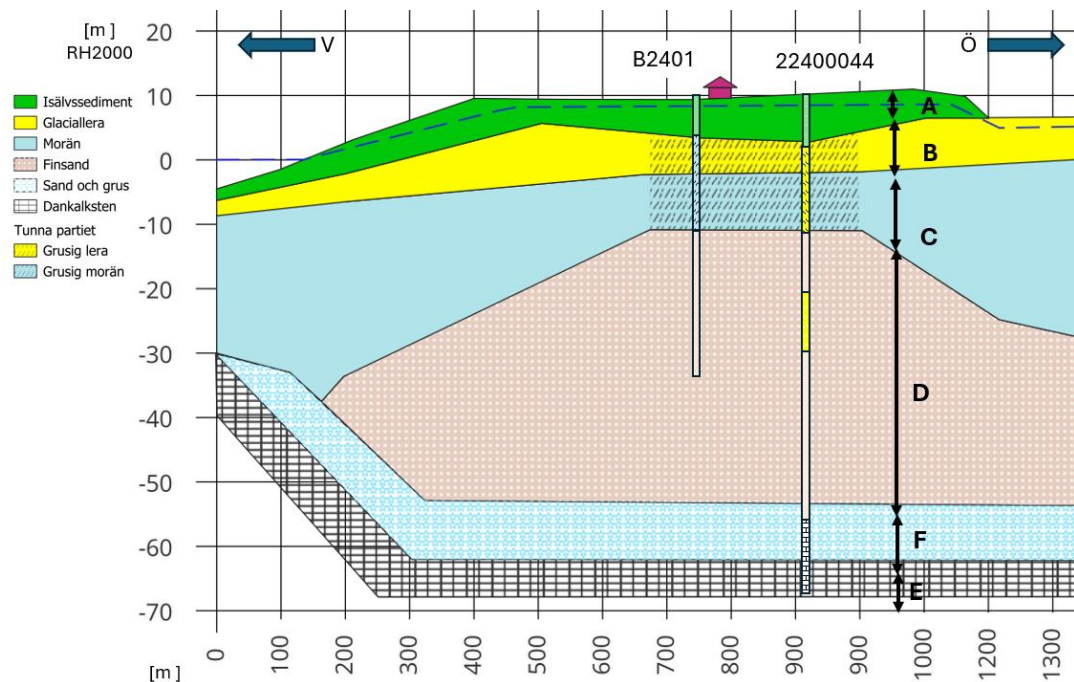
3.2.2 Analys av borrhärlor

Analys av borrhärlor i området visar att lagerföljden i huvudsak överensstämmer med SGU:s regionala beskrivning. Isälvsedimenten som förekommer lokalt syns och har varierande mäktighet från 10 m till knappt 1 m. Under den ytliga sanden kommer den massive glaciärran och lermoränen som är typiskt även för den regionala geologin. Två borrhärlor, B2401 och 22400044, som är belägna direkt under den f.d. kemitvätten, avviker dock genom att uppvisa ett lokalt tunnare och mer grusigt parti i ler- och moränlagret se Figur 8. Eftersom närliggande borrhärlor inte visar motsvarande variation i mäktighet bedöms denna avvikelse vara lokal.

Mot denna bakgrund har ett lokalt tunnare parti införts i den konceptuella modellen se Figur 9. Den exakta utbredningen och interna uppbyggnaden av detta lager är osäkert, då tolkningen baseras på endast två borrhärlor. Lagret har därför förenklats i den konceptuella modellen. Formen på det tunna partiet i vertikalled har förenklats för att underlätta den efterföljande numeriska modelleringen, som saknar den vertikala upplösning som krävs för att återskapa en mer naturlig geometri. Den tolkade laterala utbredningen av det tunna partiet visas i Figur 8, där det skrafferade området inringar de två borrhärlorna som uppvisar att ett tunnare parti finns.



Figur 8. Borrkärnor som användes för avgränsning av ett tunnare parti (Skrafferad polygon) i impermeabla lagret. F.d. kemptvätten är markerad med rosa polygon. Avvikande borrkärnor visas med röd markering. Sektion konceptuell modell (KM) visas i Figur 9.



Figur 9. Sektion enligt "Sektion KM" i Figur 8. A-F utgör modellagren som används i numeriska modellen. Detta är en principskiss som är baserad på sektionen i Figur 3. Skissen modifieras med ett tunnare parti i impermeabla lagret (grusig lera och grusig morän).

3.2.3 Det impermeabla lagret

Det impermeabla lagret består av lager av glacial- och moränleror som bildar ett 20-40 m mäktigt impermeabelt lager som är regionalt. Lokalt är det huvudsakligen ett tunnare lager glaciallera (B) som ligger ovanpå en mäktigare moränlera (C) (Ringberg, 1987). Inom impermeabla lagret förekommer sandlinser som har en mycket varierande karaktär, vissa kan ha en lateral utbredning på flera hundra meter. Det impermeabla lagrets komplexitet gör en detaljerad tolkning av den lokala lagerföljden mycket svår. Borrkärnorna ur SGU:s brunnarkiv och Structors egna borrhningar vid kemtvätten ger en bild av den lokala stratigrafien. Ur dessa kan man tyda att det finns ett potentiellt område i lagret som är betydligt tunnare än lerlagret som SGU beskriver i sin övergripande tolkning av geologin i området. Då det tunnare partiet endast kan återfinns i två borrkärnor som togs ut vid kemtvätten så begränsas det tunnare partiet till det område som beskrevs i 3.2.2.

3.2.4 Den djupa akviferen

Den djupa akviferen består huvudsakligen av två delar, det mäktigare övre lagret bestående av finsand (D) med en mäktighet på ungefär 20 meter och det djupa tunnare lagret bestående av grus och sand (E). Berget (F) som dessa sediment vilar på är också vattenförande då det är mycket sprickigt och har ibland en högre genomsläpplighet än ovanliggande sanden och gruset. Mäktigheten av sand- och grusavlagringen sätts till 8 meter baserat på lokala tolkningar av SGU, då de undersökta borrkärnorna inte visade på en tydlig uppdelning mellan finsanden och alnarps sedimenten (sand och grus). Vertikala utbredningen av den sprickiga delen av berget är inte väldefinierad. Den ansätts till 7 meter. Eftersom grundvattennivån i sedimenten och berget är beroende på ett regionalt grundvattensystem behöver modellen ett tillsatt grundvattenflöde på de här djupen. Skapandet av en regional modell ligga utanför examensarbetets ram, därför ansattes en konstant grundvattennivå i lager E och F (se Figur 9) för att efterlikna akviferens effekt. Detta är en grov förenkling som inte visar gradienten som är riktad mot nordväst i Alnarpsströmmen (Erlström, 2022). För den här undersökningens ändamål anses detta vara försumbart då det huvudsakliga målet är att visa den vertikala föroreningspridning som sker lokalt.

3.2.5 Hydraulisk konduktivitet

För att skapa en numerisk grundvattenmodell behöver celler en hydraulisk konduktivitet för att simulera den skiljande vattenföringsförmågan i sedimenten och berget. Inledningsvis identifierades jord- och bergarterna som förekommer i modellområdet. Därefter söktes data om deras hydrauliska konduktivitet genom dels en litteraturstudie men också egna beräkningar utifrån tillgängliga data. Allmänna värden tagna ur litteraturen som användes visas i Tabell 5.

Tabell 5. Hydraulisk konduktivitet för moräner (vänster) och jordfraktioner höger (Larsson, 2008).

Moräntyp	K [m/s]	Jordfraktion	K [m/s]
Grusig morän	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-7}$	Fingrus	$1 \times 10^{-1} - 1 \times 10^{-3}$
Sandig morän	$1 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-8}$	Grovsand	$1 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-4}$
Siltig morän	$1 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-9}$	Mellansand	$1 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-5}$
Lerig morän	$1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-10}$	Finsand	$1 \times 10^{-4} - 1 \times 10^{-6}$
Moränlera	$1 \times 10^{-9} - 1 \times 10^{-11}$	Grovsilt	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-7}$
		Mellansilt– finsilt	$1 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-9}$

Platsspecifika värden användes där de var tillgängliga. Finsanden i nordvästra Alnarpströmmen fick en uppmätt hydraulisk konduktivitet på 5×10^{-5} m/s baserat på provpumpning (Erlström, 2022). Vidare har siktanalyser på prover från Greve vattentäkt visat att de grovkorniga sedimenten i Alnarpströmmen uppvisar en hydraulisk konduktivitet i intervallet 10^{-4} och 10^{-3} m/s. Slutligen beaktades den potentiella sprickigheten som kan förekomma i ytlig lera som kan nå en hydraulisk konduktivitet på 10^{-7} m/s som visades av bla. Hanor (1993). Berggrunden i Bjärred är mycket genomsläpplig och har en lokal hydraulisk konduktivitet som varierar mellan 10^{-6} och 10^{-4} m/s (SGU, u.d.(a)).

3.3 Numerisk modell

Den numeriska grundvattenmodellen har skapats i MODFLOW-NWT via GMS plattformen med utgångspunkt i den konceptuella modellen. Den konceptuella modellen sammanfattar områdets hydrogeologiska förutsättningar, inklusive geologi, stratigrafi, samt hydrauliska egenskaper. Dessa antaganden har legat till grund för hur systemet har förenklats och implementerats i den numeriska modellen.

MODFLOW-NWT har valts eftersom modellen förutsätts uppvisa icke-linjära flödesförhållanden, exempelvis i områden med grunt grundvatten i den ytliga akviferen, stor hydraulisk gradient samt risk för torrläggning och återvätning av celler. NWT använder en Newton-baserad lösningsmetod, vilket ger förbättrad numerisk stabilitet vid simulering av omättade förhållanden i den övre delen av akviferen.

Området har diskretiserats i ett kvadratisk beräkningsnät bestående av celler med fast lateral upplösning. Val av cellstorlek har gjorts genom en avvägning mellan beräkningsnoggrannhet och beräkningstid som resulterade i en 20x20 meters upplösning. Den vertikala diskretiseringen i modellen baseras på den konceptuella modellens stratigrafi. Modellområdet har delats in i flera lager som representerar de huvudsakliga hydrogeologiska enheterna se A-F i Figur 9.

Randvillkor har definierats utifrån den konceptuella modellens beskrivning av områdets hydrogeologi. Diken och andra dränerande strukturer i den byggda miljön, såsom ledningar och ledningsgravar, har representerats som dränerande randvillkor. Den dominerande dränerande strukturen är Löddeån, som avgränsar modellområdet i väst och norr. Åns dränerande nivå har satts till +0,07 m (RH2000), då åns vattennivå i detta område bedöms följa havsnivån. I söder avgränsas modellen av havet, vilket har representerats genom ett randvillkor med konstant hydraulisk potential baserat på havsnivåns medelvärde. I modellområdets östra del utgör lågpermeabla lerjordar en hydraulisk barriär som begränsar det laterala grundvattenflödet och därmed avgränsar modellen i denna riktning.

Den numeriska modellens yttre gräns har placerats utanför de konceptuella randvillkor som beskrivs ovan. Detta har gjorts för att minimera numeriska kanteffekter, det vill säga onaturliga förändringar i flöde och grundvattennivåer som kan uppstå i anslutning till modellens rand. Flödet lämnar därmed modellen via de konceptuella randvillkoren och avtar gradvis mot modellens yttre gräns, där ett no-flow randvillkor tillämpas (celler med IBOUND=0).

Den numeriska modellen har kalibrerats mot uppmätta grundvattennivåer. Kalibreringen har genomförts iterativt genom justering av hydrauliska parametrar inom intervallen i Tabell 5 tills en god överensstämmelse uppnåtts mellan simulerade och observerade nivåer.

Sammanfattningsvis utgör MODFLOW-NWT-modellen en kvantitativ version av den konceptuella modellen. Genom att använda en Newton-baserad lösare möjliggörs simulering av komplexa grundvattenförhållanden med torrläggning och återvätning av celler, samtidigt som modellens tillförlitlighet är direkt beroende av de antaganden och förenklingar som gjorts i den konceptuella modellen.

3.4 Föroreningstransport

För att simulera föroreningstransport i modellen användes MT3DMS. Programmet löser tredimensionell transport av lösta kemiska ämnen med hjälp av finita differensmetoden. MT3DMS kopplas till en MODFLOW-lösning som beräknar flödet mellan cellerna (Zheng & Wang, 1999). ADVENT-paketet hanterar advektiv transport medan DISP-paketet simulerar hydrodynamisk spridning. Utöver dessa har MT3DMS RCT-paketet för kemiska reaktioner samt SSM-paketet (Sink-Source Mixing) som beskriver hur källor och sänkor tillför eller avlägsnar löst ämne i modellen.

3.4.1 Hydrodynamisk spridning

Modellen kommer att hantera hydrodynamiska spridningen genom att ge cellerna en longitudinell dispersivitet som beräknas enligt det förenklade empiriska sambandet i ekvation (1).

$$a_L = 0,83(\log L)^{2,414} \quad (1) \text{ (Fetter, 2001)}$$

L är flödesvägens längd som i modellens fall antas vara cellens höjd då vertikal spridning är av intresse. De beräknade värdena för longitudinell dispersivitet visas i Tabell 6.

Tabell 6. Cellager i modellen och deras tjocklek och beräknad longitudinell dispersivitet. Celltjockleken i tabellen kommer från tunnare partiet i impermeabla lagret.

Lager	Cellagrets tjocklek (L) [m]	a_L (enligt ekv. 1)
A	5	0,35
B	7	0,55
C	10	0,83
D	42	2,67
E	8	0,65
F	7	0,55

3.4.2 Fastläggning

Baserat på fördelningskoefficienten oktanol-vatten (K_{ow}) för PCE och TCE kan ämnenas fastläggning till organiskt material i jorden uppskattas genom att beräkna andelen fastlagt ämne per vikten jord (K_d) (Jonasson, et al., 2007). K_d kan beräknas enligt sambandet i (2) för organiska ämnen.

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (2) \text{ (Jonasson, et al., 2007)}$$

där f_{oc} är viktsfraktionen organiskt kol i jordarten.

Sambandet mellan K_{ow} och fördelningen mellan organiskt kol och vatten (K_{oc}) har visats vara empiriskt linjärt för neutrala organiska lösningsmedel (Westall & Schwarzenbach, 1981). För klorerade alifater används samband (3).

$$\log K_{oc} = 0,98 \log K_{ow} - 0,15 \quad (3) \text{ (Westall & Schwarzenbach, 1981)}$$

Viktsfraktionen organiskt kol har inte mätts i tidigare undersökningar utförda vid f.d. kemtvätten och har därför ersatts med ett möjligt värde för sedimenten som förekommer i området. För lågorganisk sand och lera kan organiska innehållet variera mellan 2 och 6% (Larsson, 2008). Detta kommer ligga till grund för sensitivitetsanalysen där ett organiskt innehåll på 6% kommer jämföras med ett fall där inget organiskt kol förekommer.

3.5 Scenarion

I modellen kommer olika scenarier köras för att undersöka inflytandet som olika osäkerheter kan ha på spridningen av PCE och TCE. En sådan osäkerhet är ökade uttag ur Alnarpsströmmen likt situationen mellan 70- och 80-talet. Baserat på grundvattennivåerna från den tidsperioden har konstanta vattennivån i modellen sänkts till +0 m istället för ursprungliga nivån, +4,7 m. Nästa scenario kommer att undersöka inverkan av ett lokalt dricksvattenuttag, 100 m från källområdet. Ytterligare scenario gällande källområdets utgångsläge i vertikal led kommer att undersökas. Istället för bara ett ytligt källområde kommer det utökas till 20m under markytan. Slutligen kommer alla scenarion att köras samtidigt.

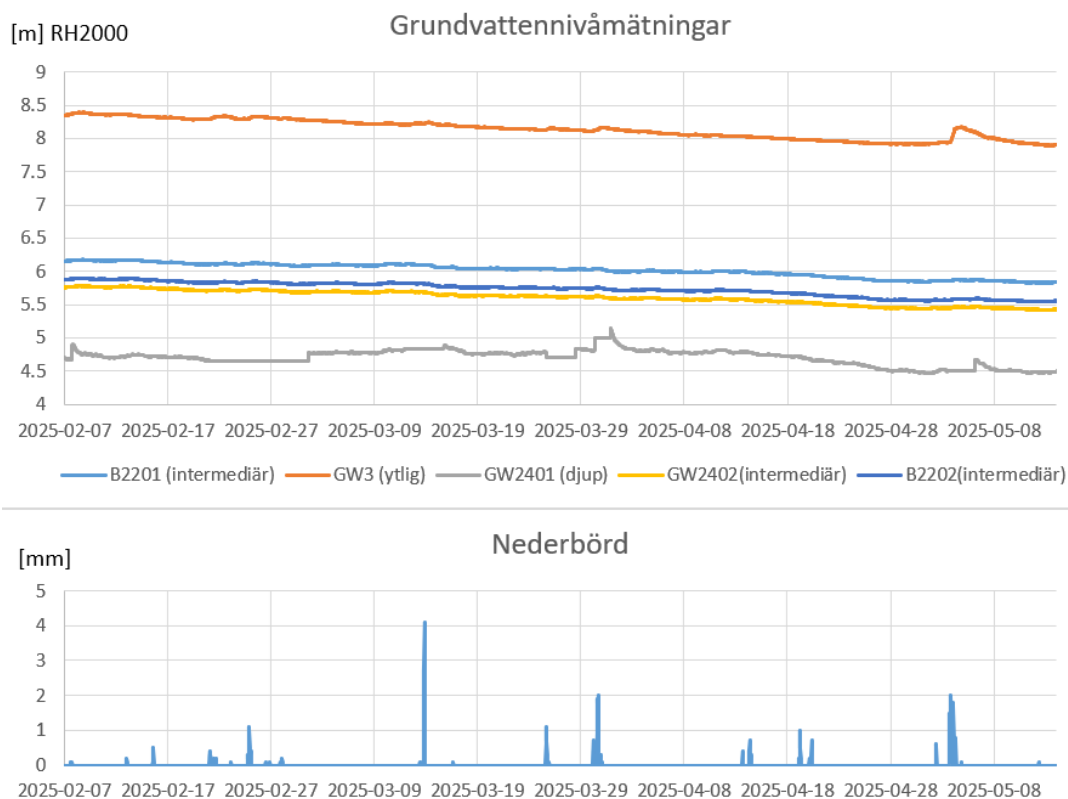
Tabell 7. Scenarion som undersöktes i simulationerna.

Scenario	Översättning till modellen
1. Ökade uttag ur Alnarpsströmmen likt 70- och 80-talet	Sänkt grundvattennivå i lager 5-6 från +4,7 m till +0 m
2. Lokalt dricksvattenuttag	Brunn sätts in 100m från kemtvätten med uttagshastigheten 100 l/s
3. Källområde i ytliga sediment och i moränen under kemtvätten	Källområde i MT3DMS utökas till lager B
4. Kombination av alla tillstånd	Kombination av (1.), (2.) och (3.) från ovan.

4 Resultat

4.1 Grundvattennivåmätningar

Tryckgivarna hämtades den 15 maj 2025 vilket resulterade i en mätserie på 99 dagar. Med mätfrekvensen på 30 minuter gav detta 4752 tryckmätningar per logger. Datan kompenserades med hjälp av barometermätningarna för samma tidsperiod. Den resulterande mätdatan visas i Figur 10. Diagram med bättre upplösning visas i Bilaga 3.



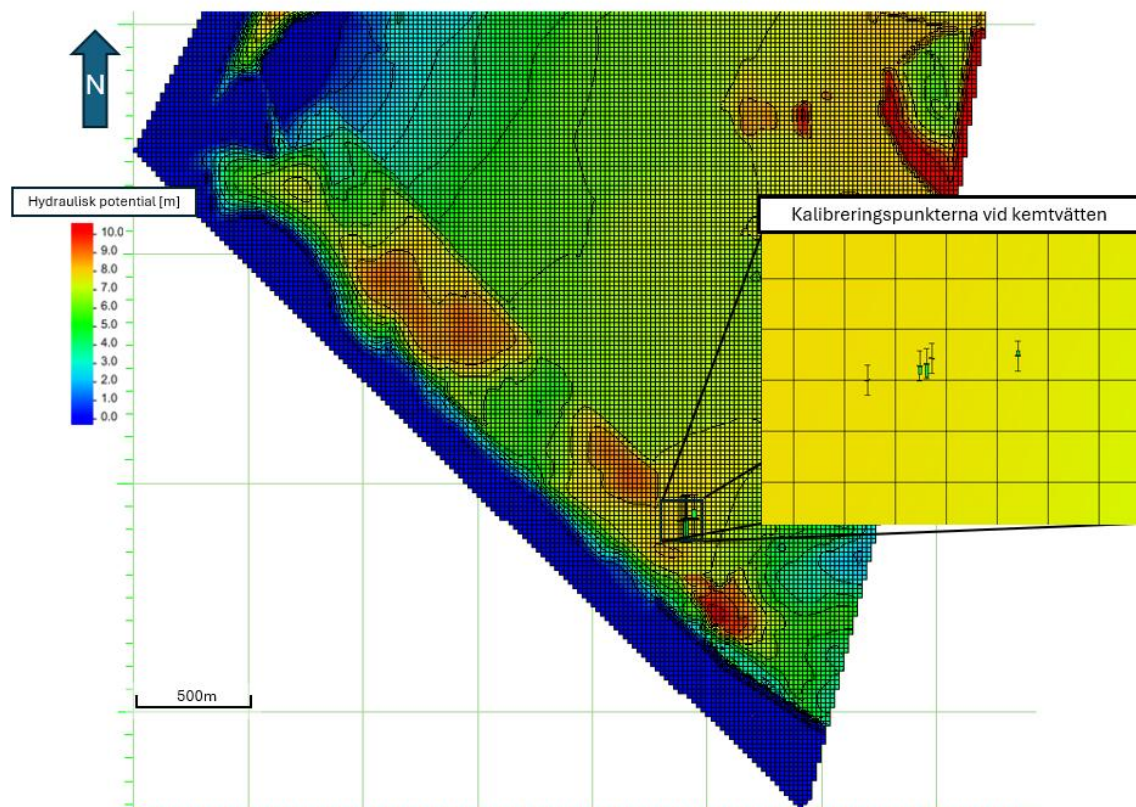
Figur 10. Diagram över grundvattennivåer som mättes i grundvattenrören jämförda med nederbörden över samma period. Grundvattennivån i GW2401 är bearbetad på grund av inläckage.

Grundvattenröret GW2401, som ska mäta grundvattennivån i den djupt belägna akviferen, var otätt vid markytan vilket ledde till inläckage vid nederbörd. Detta orsakade ökning på 3,5 m under 3 timmar i det värsta fallet, vilket var helt orealistiskt för den typ av akvifer som röret ska representera av två huvudanledningar. Akviferen är innesluten av mäktiga lager av lera, även vid grundvattenröret, därför kan inte infiltration och perkolation av regnvatten vara orsaken. Dessutom är storleken på ökningen för stor och snabb för att kunna ske i en regional akvifer med hög lateral genomsläpplighet. Dessa ökningarna hade gett ett förvrängt medelvärde för grundvattennivån och behövde därför bearbetas. För att jämföra ut de onaturliga ökningarna beräknades ett medelvärde av grundvattennivån precis innan och efter nederbördstillfället.

Sedan ersattes den orealistiska ökningen med medelvärdet. Effekten av detta var att kurvan ”jämnades ut”. Detta gjordes för samtliga nederbördsevent som sammanföll med de kraftiga ökningarna, alltså vid sex olika tillfällen då ökningarna inträffade. Effekten var att medelvärdet av grundvattennivån i GW2401 ändrades från +4,81 m till +4,70 m (RH2000). För de intermediära sedimenten var grundvattennivån stabil och visade ingen märkbar respons från infiltration av nederbörd. Den ytliga akviferen hade en relativt kraftig nivåförändring vid en långvarig nederbörd vid slutet av mätserien då nivån ökade med ca 23 cm efter 21 timmar från regnets början, regnets varaktighet var 9 timmar. Vid kortvariga regn fanns en viss mindre respons i grundvattennivån.

4.2 Kalibrering

Grundvattenmodellen kalibrerades mot de uppmätta grundvattennivåerna. Den främsta faktorn som varierades var hydrauliska konduktiviteten i modellens jordlager enligt de framtagna intervallen. Kalibreringen avslutades när kvadratiska medelvärdet av felet och medelfelet i modellen nådde nivåerna i Tabell 8. Beräknade grundvattennivåerna samt deras avvikelse från de uppmätta nivåerna presenteras i Figur 11. En jämförelse mellan uppmätt grundvattennivå och beräknad grundvattennivå för kalibreringsbrunnarna visas i Bilaga 6.



Figur 11. Kalibreringsbrunnar efter kalibrering av modellen med in zoomad bild av kalibrering. Kartan visar lager A, det ytligaste cellagret i modellen.

Tabell 8. Beräknade medelfelet och root mean square (RMS) avseende beräknade grundvattennivåer för grundvattenmodellen

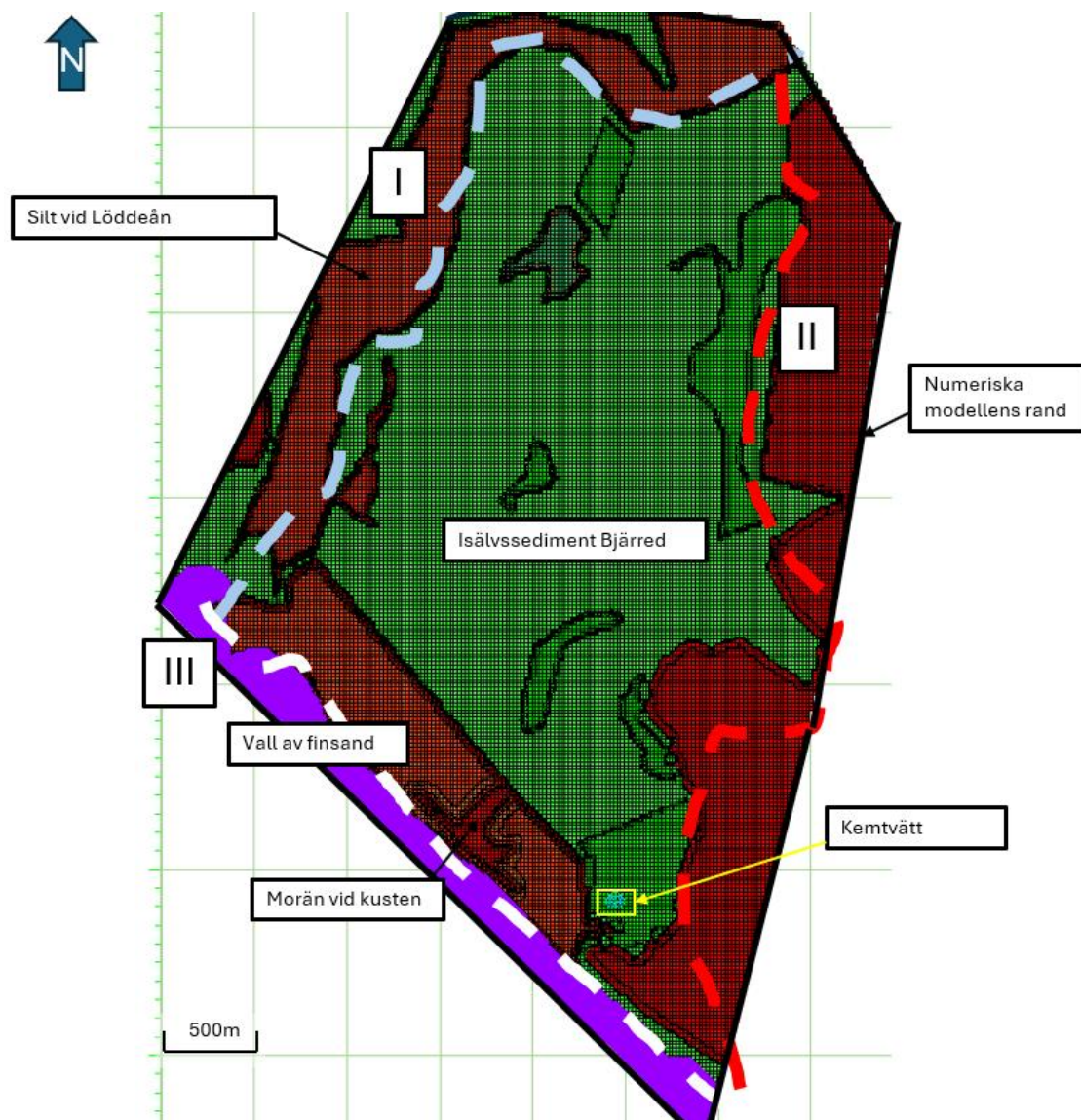
RMS [m]	Medelfel [m]
0,48	0,2

Zoner för hydraulisk konduktivitet i lager A bestämdes efter jordartskartan från Ringberg (1987), se Figur 12. Värdena som kalibrerades fram för zonerna visas i Tabell 9.

Tabell 9. Kalibrerad hydraulisk konduktivitet för ytliga lagret (A) i modellen.

Jordart	K_h [m/s]	K_v [m/s]
Glaciallera söder om kemtvätt	1E-9	1E-9
Siltig sand vid kemtvätt	1E-5	1E-5
Vall av finsand	1E-6	1E-6
Morän vid kust	3E-8	3E-9
Silt vid Löddeån	2E-7	2E-7
Isälvsediment Bjärred	4E-3	4E-3

De djupa sedimenten hade en betydligt enklare uppdelning då lokala variationer i stratigrafien är okända. Därför ansattes samma K för hela lagret, ett undantag gjordes i det tunnare partiet under kemtvätten som hade grusigare morän jämfört med resterande modellen och hade därmed en något högre permeabilitet med övergång till något fastare material på djupet. Detta översattes till numeriska modellen genom att ge cellerna i tunnare partiet en hydraulisk konduktivitet på 1×10^{-5} m/s i lager B och 3×10^{-6} m/s i lager D. Se lageruppdelningen i Figur 14.

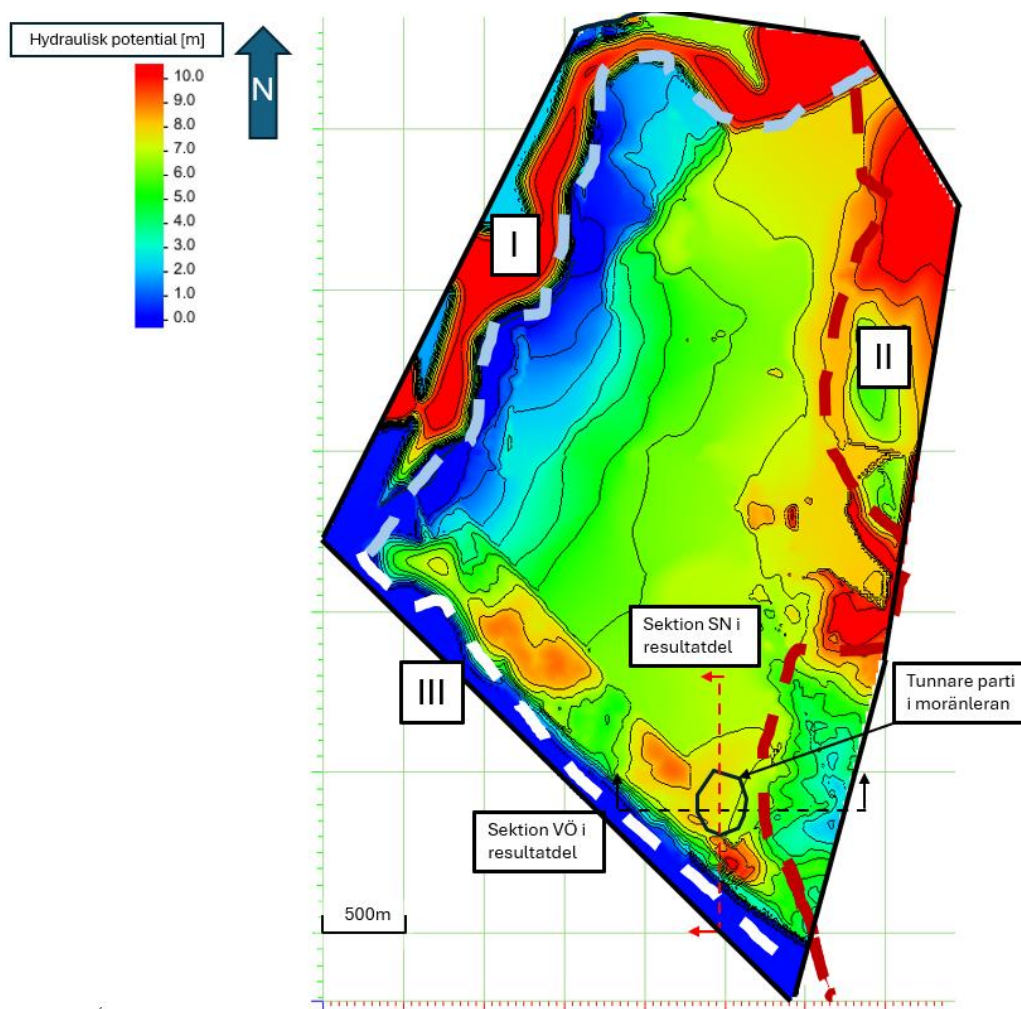


Figur 12. K-zoner i lager A indelade efter jordartskartan enl. Ringberg (1987). Grön färg indikerar hög genomsläpplighet och röd visar zoner med låg permeabilitet. Konceptuella randen vid Löddeån (I), Glacial lera och Morän (II) samt havsnivån (III) visas med streckad linje. Modellens numeriska rand (IBOUND=0) visas med svart linje i ytterkanten av figuren.

Tabell 10. Kalibrerad hydraulisk konduktivitet för lager B-F i modellen.

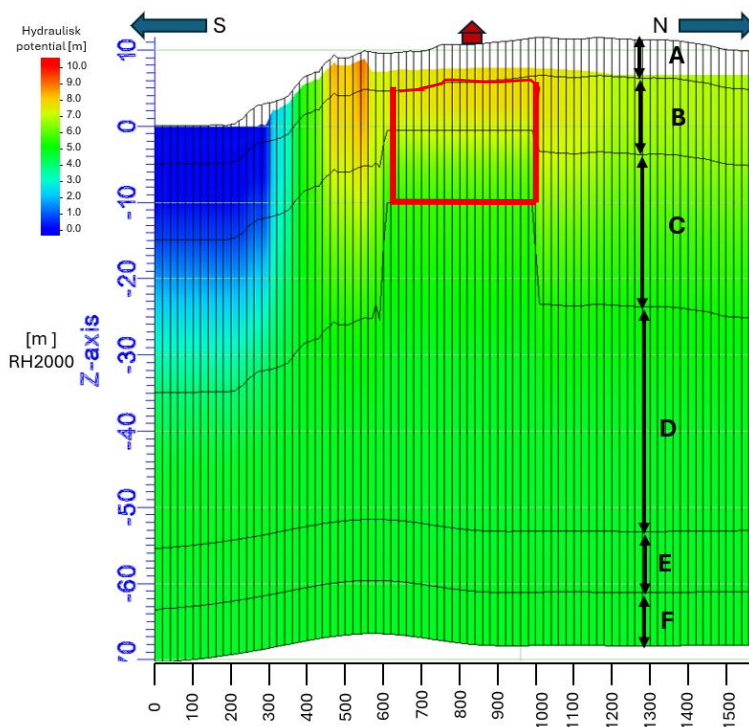
Lager	Jordart	Kh [m/s]	Kv [m/s]
B	Glaciallera	1E-8	1E-7
C	Morän	1E-8	1E-8
D	Finsand	1E-5	1E-5
E	Grovsand	1E-4	1E-4
F	Berg	2E-6	2E-6

Grundvattennivån i den ytliga akviferen i den slutliga grundvattenmodellen visas i Figur 13. I lager A bildas en gradient mot Löddeån som är modellerat likt ett avvattande dike längs modellens västra och norra gräns då ån bedömdes ha en avvattande effekt. Ytterligare en gradient bildas mot kustlinjen som har en konstant vattennivå i modellen som ska efterlikna havsnivån. Flödet som bildas i riktning mot havet begränsas av littorina vällen bestående till stor del av finsand som har något lägre hydraulisk konduktivitet än isälvssedimenten i övriga lagret.



Figur 13. Kalibrerad grundvattenmodell där tunnare partiet är inringat. Sektion öst-väst (VÖ) samt syd-norr (SN) används i resultatdelens sektionsritningar. Konceptuella randen vid Löddeån (I), Glacial lera och Morän (II) samt havsnivån (III) visas med streckad linje. Modellens numeriska rand (IBOUND=0) visas med svart linje i ytterkanten av figuren.

Tunna partiet i moränleran och vattennivåförhållanden i vertikalt led visas i Figur 14. En gradient bildas genom tunnare partiet från cirka 7 m vattenpelare i de ytliga skikten till 4,7 m vattenpelare i Alnarpströmmen. Sektionen visar även havets inverkan på grundvattennivån i figurens vänstra kant.



Figur 14. Sektion (SN) över tunna partiet under f.d kemtvätten (hus), grundvattenmodellens lager (A-F) delas in enligt horisontella linjerna i rutnätet. Notera tunnzonens avvikelse från övrig stratigrafi, inringad i rött.

4.2.1 Flödesbudget

Under kalibreringen analyserades även flödesbudgeten för att bedöma den numeriska modellens stabilitet och massbalans. Budgetar redovisas dels för hela modellområdet i Bilaga 4, dels för det lokala tunna partiet i det impermeabla lagret under den f.d. kemtvätten i Bilaga 5. Flödesbudgeterna är genererade i MODFLOW och sammanfattar samtliga inflöden och utflöden till modellen respektive zonen.

Raden Sources/Sinks omfattar externa flöden till och från systemet, såsom grundvattenbildning (Recharge), dränerande randvillkor (Drains) samt konstanta grundvattennivåer (Constant Head). Zone Flow avser flöden mellan celler över zonens gränser, medan Total Flow utgör summan av inflöden respektive utflöden. Negativa värden anger flöde ut ur modellen eller zonen, medan positiva värden anger inflöde.

Bilaga 5 ger en inblick i den viktigaste delen av modellen genom det tunna partiet. Flödesbalansen är ett utsnitt av 216 celler i lager B, alltså grusiga moränen precis under den ytliga akviferen. Av särskilt intresse är raden "Flow lower face" som visar flödet som sker genom cellagrets undre gräns. Detta flöde motsvarar en hastighet på 4,7 mm/år för det vertikalt strömmande grundvattnet. Flödesbalansen i scenariot med en lägre energinivå i Alnarpströmmen resulterar i en fördubbling av det vertikala flödet och därmed hastigheten.

Den totala felbalansen i modellen som utgörs av procentuella skillnaden mellan totalt inflöde och utflöde uppgår till cirka 4 promille, se sista raden i Bilaga 4. Detta värde bedöms vara acceptabelt för modellens syfte men är relativt högt jämfört med vad som normalt eftersträvas i flödesmodeller, där felbalansen ofta ligger under 0,1 promille. Den förhöjda felbalansen indikerar att modellen är numeriskt krävande att lösa, sannolikt till följd av stora kontraster i hydraulisk konduktivitet mellan ytliga sediment, morän och den djupa akviferen samt förekomsten av tunna lager där celler lätt kan torrläggas. Detta var särskilt fallet i lager A.

Trots detta uppvisar modellen stabil konvergens och når liknande grundvattennivåer som de observerade grundvattennivåerna. Flödesfältet bedöms därför vara tillräckligt stabilt för vidare användning i transportsimuleringarna med MT3DMS.

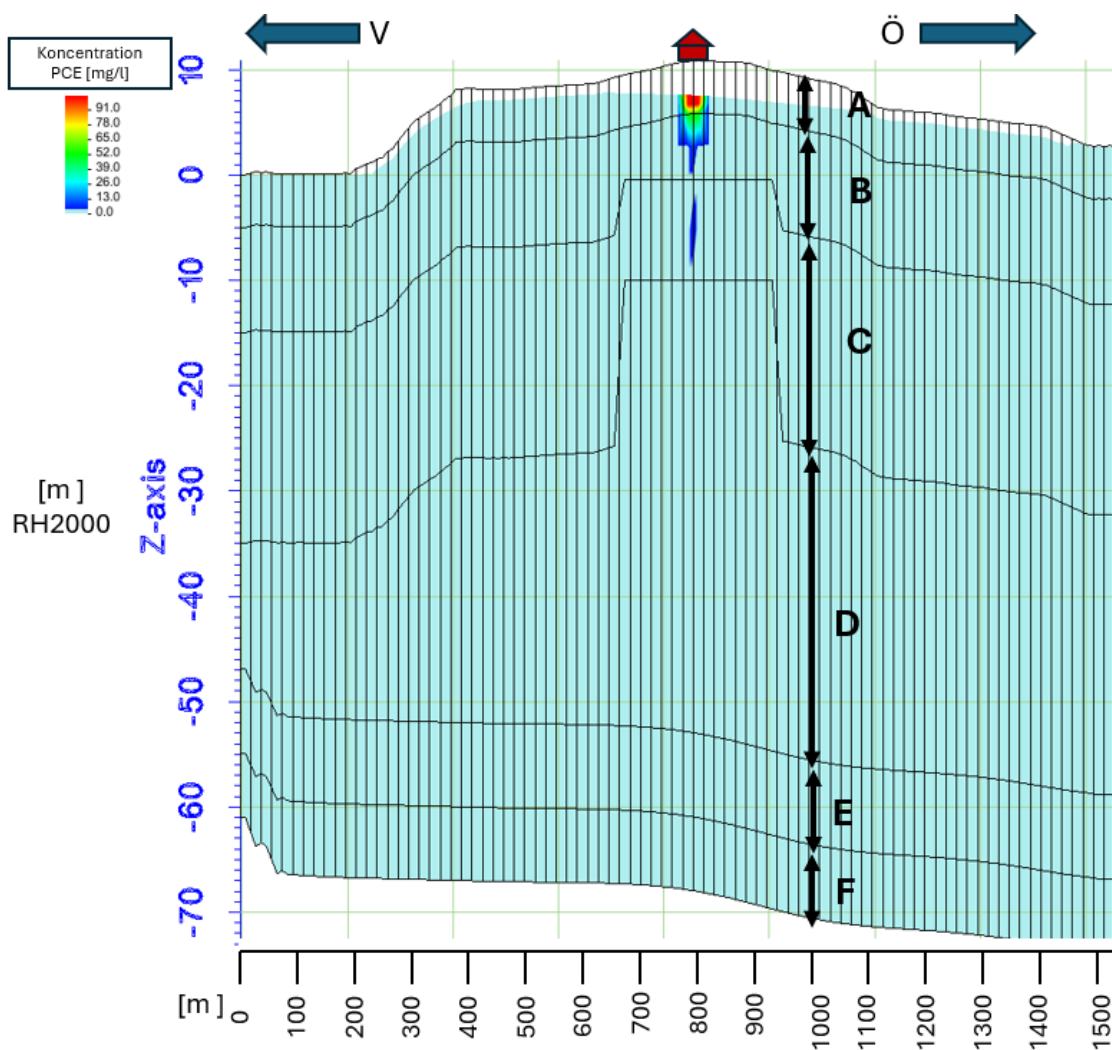
4.3 MT3DMS Scenarion

Baserat på de beräknade flödena i modellen kunde MT3DMS beräkningen köras. För scenario 1,2 och 4 behövdes en ny MODFLOW beräkning göras då scenariot byggde på förändrade grundvattennivåer. Då f_{oc} är okänd för jordarterna i modellen gjordes en sensitivitetsanalys där parametern varierades för att undersöka vad detta kan ha för inverkan på plymen.

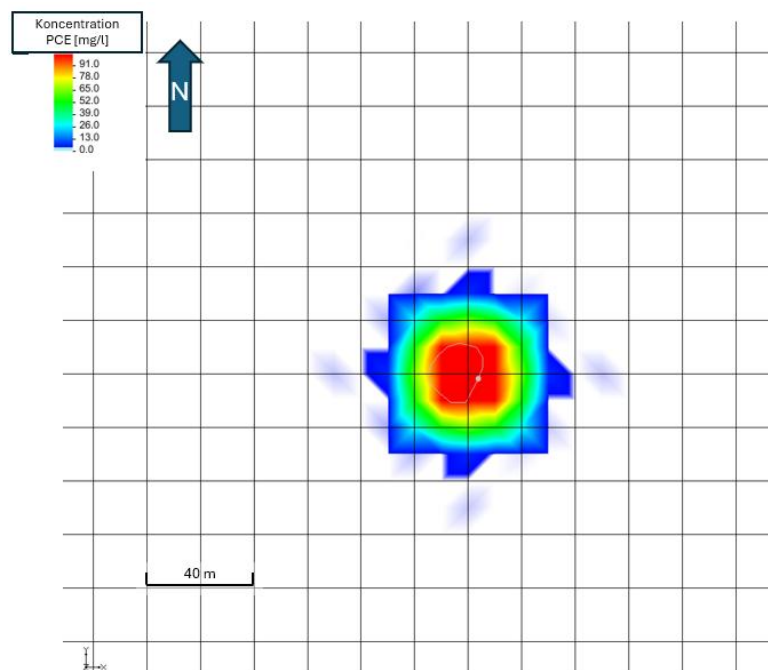
4.3.1 Befintliga förhållanden

I normalscenariot simuleras en spridning som baseras på flödesmodellen gjord efter verkliga förhållanden, alltså den kalibrerade modellen som visades i Figur 11. Förutom det eftersökta resultatet användes också scenariot till att göra en känslighetsanalys för parametrarna fastläggning och simulationstid. Andelen organiskt kol antogs genom att jämföra ett f_{oc} på 3% respektive 6%, vilket motsvarar ett K_d på 5 l/kg respektive 15,8 l/kg. Ingen synlig effekt kunde urskiljas i plymens utbredning från valet av f_{oc} vilket tyder på att retardationen inte har en stor inverkan på plymen. Simulationstiden visade sig inte heller ha en stor inverkan på utbredningen när simulationstiden 50 år jämfördes med 100 år. Plymen i normalscenariot visas i Figur 15 för vertikal spridning och Figur 16 för lateral.

Den isolerade koncentrationsfläcken som observeras framför plymens huvudutbredning bedöms vara en visualiseringsartefakt snarare än ett resultat av faktisk fysisk transport. Vid plottning av koncentrationsfält i GMS interpoleras modellresultat som är definierade per cell. Interpolationsmetoden som användes är biljinjär interpolation. Den skapar gradienter mellan cellcentra för att skapa kontinuerliga konturlinjer. Vid branta koncentrationsgradienter skapa slutna konturer i områden där koncentrationerna i själva verket är mycket låga eller saknas i de diskreta modellcellerna. Detta kan ge intryck av en separat, fränkopplad koncentrationszon framför plymen detta är tydligt i såväl vertikal som lateral spridning vilket kan ses i Figur 15 respektive Figur 16 vid plymfronten.



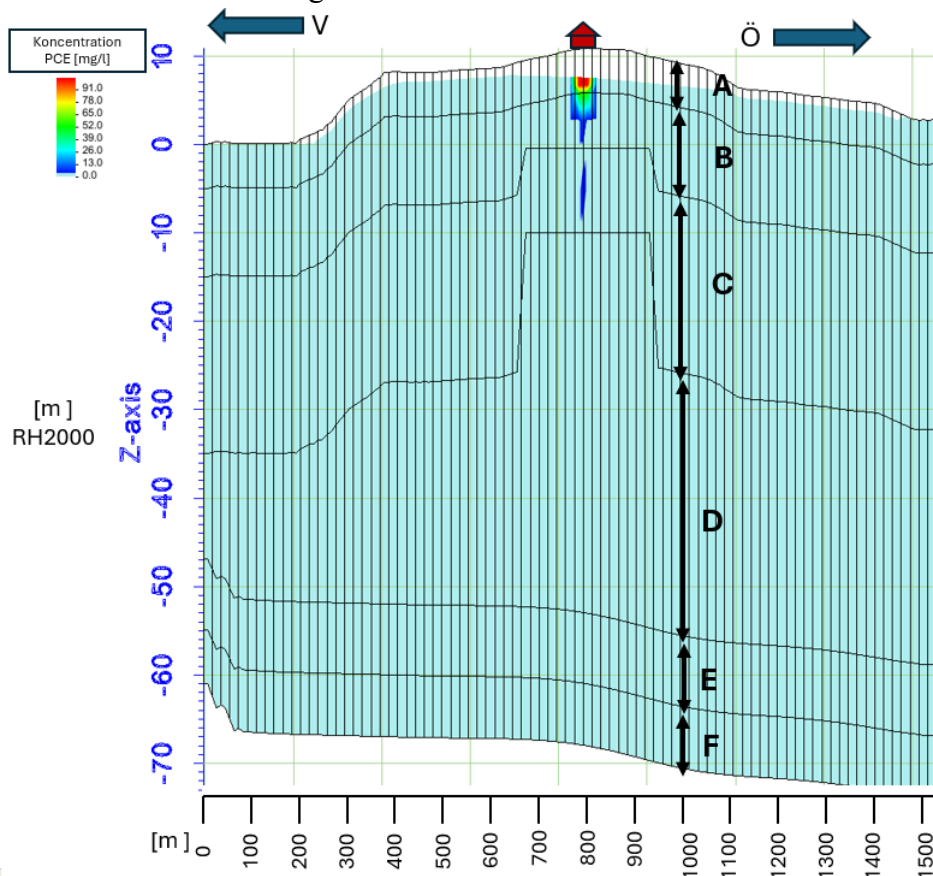
Figur 15. Föroreningsutbredningen vid ett normalscenario, alltså baserat på ursprungliga flödesmodellen. Tvärsnittet är gjort längs linje VÖ som visas i Figur 13.



Figur 16. Lateral spridning av plymen i lager A baserat på den ursprungliga flödesmodellen.

4.3.2 Scenario 1, ökade uttag ur Alnarpsströmmen

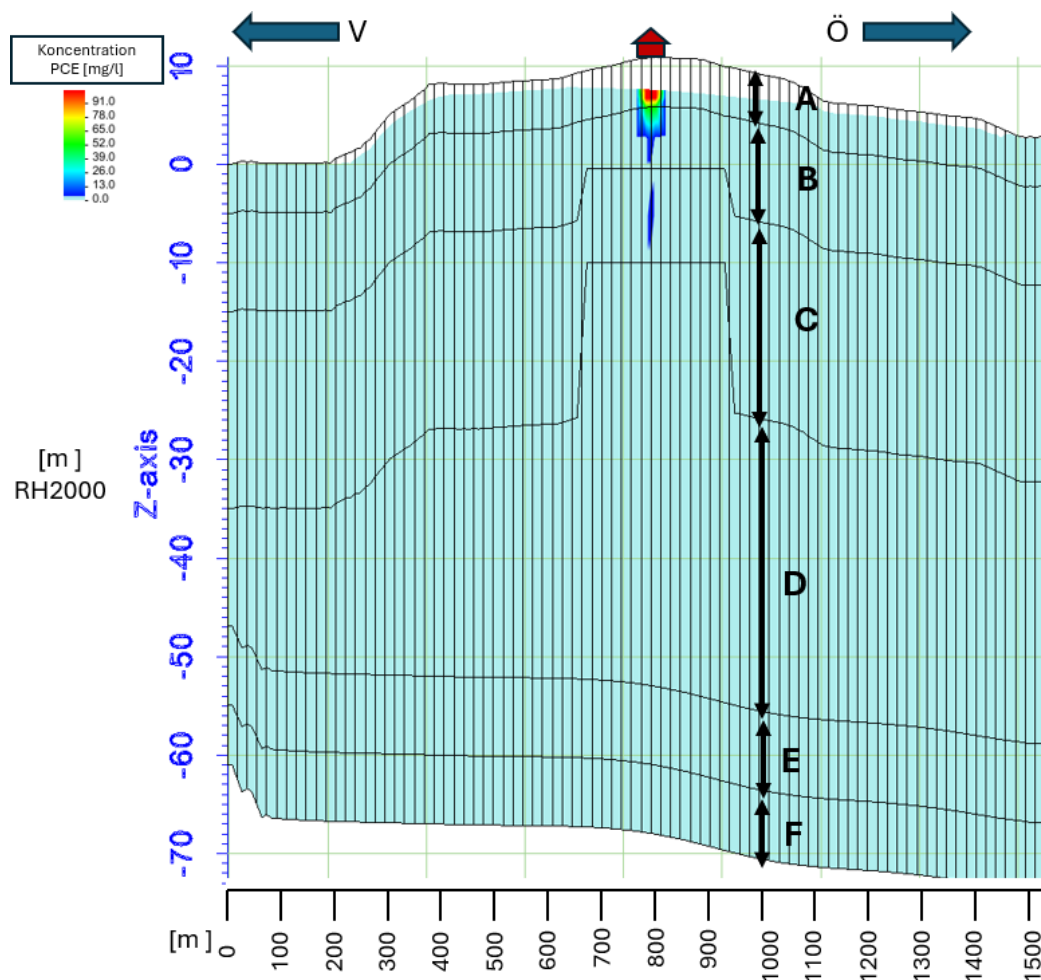
Vid ett scenario där uttagen ur Alnarpsströmmen ökar och leder till en regional avsänkning av grundvattennivån rör sig föroreningsplymen 11 m från källområdet, se Figur 17. Scenariot utgår från grundvattennivån +2 m i Alnarpsströmmen, grundvattenpotentialen i sektionen visas i Bilaga 2. Valet av +2 m har föranletts av att modellen blev numeriskt instabil om nivån satts till +0 m. Ingen tydlig skillnad kan ses i plymens vertikala utbredning då den når nivån ca 0 m.ö.h.



Figur 17. Föroreningsplymens utbredning vid avsänkt grundvattennivå i Alnarpsströmmen. Tvärsnittet är gjort längs linje VÖ i Figur 13. Simulationstiden för spridningsberäkningen har satts till 100 år.

4.3.3 Scenario 2, lokalt dricksvattenuttag

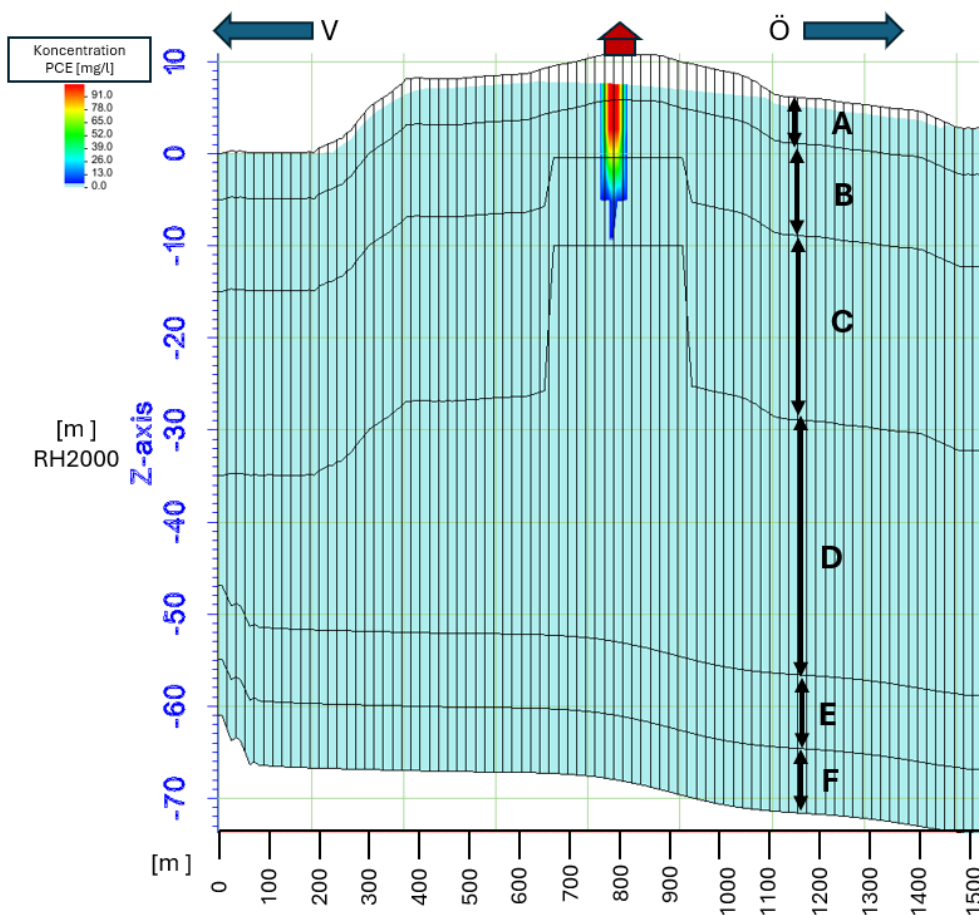
Ett lokalt dricksvattenuttag installeras med filter på nivån -60, hundra meter från kemtvätten. Grundvattenförhållandena i detta scenario kan observeras i Bilaga 1. Den nya flödesmodellens inverkan på plymen är minimal och ingen avvikelse kan ses från ursprungstillståndet, se Figur 18.



Figur 18. Föroreningsplymens utbredning med en lokal avsänkning från dricksvattenuttag. Tvärsnittet är gjort längs linje VÖ i Figur 13. Simulationstiden för spridningsberäkningen har satts till 100 år.

4.3.4 Scenario 3, djupare utbredning av förorening

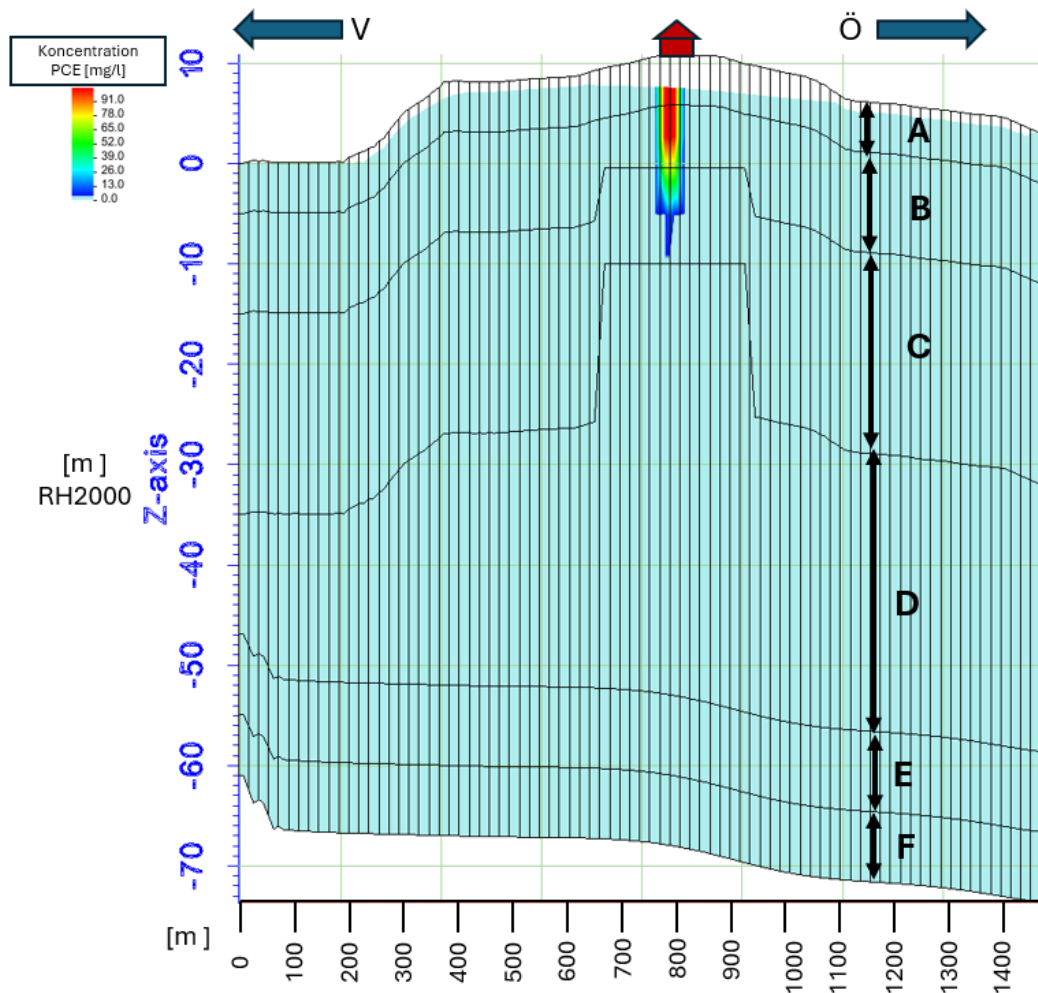
Om fria fasen av PCE antas infiltrera den sprickiga moränen och orsakar höga koncentrationer av löst fas får plymen en utbredning enl. Figur 19 där cellager A och B ges en konstant koncentration på 100 mg/l. Plymen som simuleras i detta scenario når 21 m under markytan och närmar sig övergången från C till D, alltså mellan den grusiga moränen och den siltiga sanden.



Figur 19. Föroreningsplymens utbredning med en djupare utbredning av källområdet. Tvärsnittet är gjort längs linje VÖ i Figur 13. Simulationstiden för spridningsberäkningen har satts till 100 år.

4.3.5 Scenario 4, kombination av tillstånd

I det sista scenariot simuleras tillstånden från scenario 1, 2 och 3 samtidigt. Alnarpsströmmens grundvattennivå sänks, föroreningsens utgångsläge placeras djupare samt ett grundvattenuttag sätts in 100 m från kemtvätten. Resultatet av detta scenario visas i Figur 20. Föroreningen har ett oförändrat läge jämfört med scenario 3.



Figur 20. Föroreningsplymen vid kombination av alla scenarion. Tvärsnittet är gjort längs linje VÖ i Figur 13. Simulationstiden för spridningsberäkningen har satts till 100 år.

5 Diskussion

I diskussionskapitlet tolkas resultaten och sammanlänkas med litteraturen. Med denna sammanställning besvaras sedan frågeställningarna som examensarbetet hade som mål att besvara.

5.1 Hydrogeologiska förhållanden

Grundvattenförhållandena vid den före detta kemtvätten påverkas av ett komplext samspel mellan den ytliga akviferen, inverkan från havet och den underliggande regionala akviferen, Alnarpströmmen. Grundvattenmätningarna som utfördes i examensarbetets initiala skede gav en insikt i hur akvifererna interagerar med omgivningen. De enstaka regntillfällena under mätperioden var inte intensiva och hade i huvudsak ingen stor inverkan på grundvattennivåerna. Vid ett mera långvarigt nederbördstillfälle sågs en tydligare respons i ytliga akviferen men ingen verklig respons i den djupa akviferen. Ökningen berodde med stor sannolikhet på inläckage från ytan. Ur detta konstateras att glac ialleran och moränen har lokalt en dämpande effekt på responsen i den djupa akviferen då dess täthet bromsar in perkolationen av den infiltrerade nederbörden. Sett till trenden över hela mätperioden uppvisar alla mätpunkterna en viss avsänkning från starten av mätserien i februari fram till maj. Den ytliga akviferen har inga kända uttag därför förmodas avsänkningen bero på säsongsvarierande avdunstning och transpiration. I den djupaste brunnen som har sitt filter i Alnarpssedimenten är avsänkningen 18 cm vilket är något lägre än väntat. Avsänkningen förväntades vara högre genom brunnsuttag av grundvatten för bevattning under den här tidsperioden.

Grundvattenmodellen som skapades för att användas till simuleringen i MT3DMS har som mål att efterlikna grundvattennivåns gradient vertikalt mellan akvifererna samt lateralt mot havet. Övriga modellens validitet är osäker då inga kalibreringspunkter finns utanför kemtvättsområdet. Samtidigt var medelstorleken motiverad utifrån randvillkoren som identifierades i konceptuella modellen. En mindre modell hade varit med fördelaktig om en sådan var möjlig att avgränsa. Då hade även en finare upplösning varit möjlig till skillnad från befintliga modellen som av hårdvaruskäl behövde vara upplöst i 20x20 meters celler.

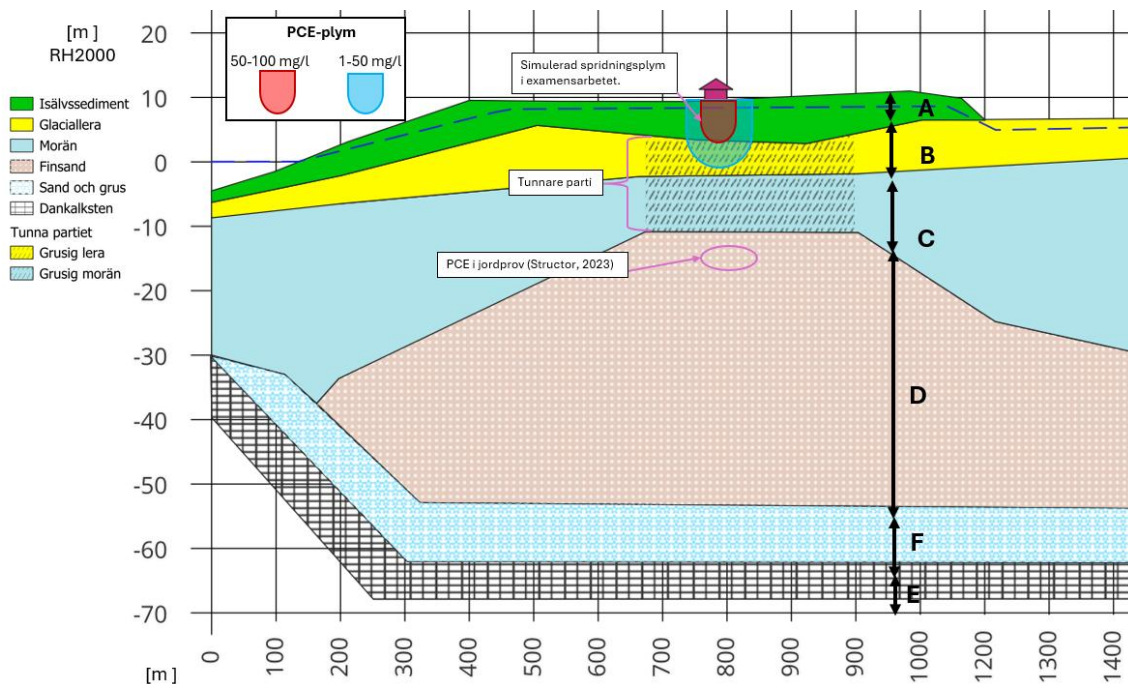
Kalibreringen av numeriska flödesmodellen gjordes manuellt genom att justera hydraulisk konduktivitet i cellerna. Dessa justeringar gjordes inom rimliga intervall, men det återstår osäkerhet då lösningen i kalibreringen inte är unik. Det vill säga att kalibrering hade uppnåtts med en annan kombination av parametrar. Ett exempel på detta var i grundvattenpotentialen i tunna partiet mellan den ytliga och den djupa akviferen. Den påverkas av de hydrauliska egenskaperna i båda akvifererna. Eftersom leran fungerar som ett semi-inneslutande mellanlager bestäms dess potential av tryckskillnaden mellan akvifererna samt av den hydrauliska konduktiviteten i både leran och de angränsande vattenförande lagren. Variationer i konduktivitet i den ytliga eller djupa akviferen kan därför påverka den beräknade potentialen i lerlagret.

Detta har konsekvenser för föroreningsspridningen genom lerlagret som påverkas av de hydrauliska egenskaperna i både den ytliga och den djupa akviferen. Tryckskillnader mellan akvifererna kan skapa vertikala gradienter som driver flöde genom tunna partiet. Samtidigt har tunna partiets egna konduktivitet och mäktighet inverkan på transporthastigheten, medan konduktiviteten i de angränsande akvifererna påverkar gradientens storlek och därmed risken för vertikal föroreningsspridning.

Modellen har inte varit framgångsrik på att skapa den dränerande effekten som Löddeån har i den ytliga akviferen vilket syns i utkanterna från väst till nordöst där grundvattennivån är mycket hög i lerorna och silten. Detta anses inte vara ett problem för modellens ändamål då det inte har ett betydligt inflytande på intresseområdet vid kemtvätten. Det långa avståndet mellan ån och kemtvätten och den låga permeabiliteten i delarna däremellan gör att deras inflytande är mycket litet.

5.2 Hur stor utbredning kan föroreningsplymen ha i sedimenten med tiden?

Simulationen i MT3DMS visar att PCE plymens spridning är mycket långsam genom moränen. Plymen har i normalscenariot rört sig 5 meter från startpunkten på 50 år vilket motsvarar en årlig förflyttning om 20 cm. Utökar man simulationsperioden till 100 år har förflyttningen mer eller mindre avstannat och plymen är kvar på nästan exakt samma djup med en transport som sker på millimeternivå. Detta är även djupet där jordarten övergår från en mer sprickig och därmed genomsläpplig grusig lera till en fastare grusig morän, skillnaden i hydraulisk konduktivitet är en tiopotens mellan lagren vilket begränsar genomströmningen. Spridningen når 11 meters djup räknat från markytan i normalfallet med något djupare spridning av de diffusa PCE-halterna. Detta är betydlig grundare spridning jämfört med den påvisade spridningen som visades av Structor Miljö Öst (2023) där föroreningskoncentrationer uppmättes på 25 meters djup, jämförelsen visas i Figur 21.



Figur 21. Skiss av förhållandet mellan lösta fasens spridning i simulationen jämfört med uppmätta halter i huvudstudien av Structor Miljö Öst.

Detta är en förhållandevis stor skillnad med tanke på tidsskalan och hur sakta strömningen sker vertikalt. Den tröga förflyttningen av den lösta fasen enligt simulationen tyder på att advektion av denna inte är den styrande faktorn för föroreningens förflyttning. En mer trolig orsak till de uppmätta PCE-halterna är att PCE i sin fria fas har migrerat genom otätheter i moränen såsom sprickor och sandlinser och lämnat efter sig "ganglier" som beskrivs av bla. Keuper et al. (2003). Dessa utgör restföroreningar som fastnar i porutrymmen till följd av kapillära krafter. När föroreningen migrerar genom sprickor, som antas vara fallet i Bjärred, kan den på vägen rinna ut i sandlinser och därefter lösas i grundvattnet med tiden. Följden av ett sådant resonemang är att fria fasen har migrerat åtminstone till djupet 25 meter under markytan vilket innebär att den har trängt igenom hela tunna partiets mäktighet som sträcker sig

En alternativ förklaring till de uppmätta halterna är att borrningen av B2401 kan ha orsakat en vertikal transport av förorening ned till större djup. För att motverka detta installerades ett foderrör utanför grundvattenröret ned till 12 meters djup, i syfte att förhindra mobilisering av fri fas från källområdet. Därför är det mer troligt att föroreningen som mobiliserades kan härröra från djupare belägna sediment, exempelvis i tunnare partiet dit foderöret inte nådde.

38

5.3 Vilka halter PCE och dess nedbrytningsprodukter kan förväntas i olika delar av de grundvattenförande sedimenten?

I den ytliga akviferen är halten fortsatt som högst vid källområdet med något större lateral utbredning än initialt till följd av advektion och dispersion. Den mest koncentrerade delen av plymen sprider sig i en radie om 28 meter från källområdet vid ett 100-års scenario. Halter på så höga nivåer skulle ha allvarliga konsekvenser för omgivande fastigheter då koncentrationen skulle överskrida platsspecifika riktvärdet med hänsyn till förångning till inomhusluft. Den simulerade laterala spridningen är dock högst osäker i modellen på grund av osäkerheter i flödesmodellen då underlaget till kalibreringen är mycket begränsat i den ytliga akviferen. Därav måste resultatet betraktas med försiktighet gällande lateral spridning. I jämförelse med grundvattenprovtagningarna gjorda av Structor Miljö Öst (2023) kan en diskrepans i förhållande till den beräknade spridningen observeras. I huvudstudien påvisades att föroreningskoncentrationen avtog kraftigt, efter bara 5 meter från källområdet var koncentrationen i grundvattnet som högst 0,5 mg/l. Samtidigt hade inte någon omfattande nedbrytning observerats i provpunkterna. En möjlig förklaring till skillnaden mellan modellens föroreningsspridning och den observerade kan förklaras av avvikelser i geologin mellan modell och verklighet. I det här examensarbetet förenklades den ytliga akviferen till ett lager med konstant tjocklek på 5 meter. Denna förenkling tar inte hänsyn till lokala avvikelser i genomsläpplighet orsakade av inslag av lera och silt i den ytliga akviferen vilket har stöd i vissa borrhälsdata där lera har hittats vid ytan. Detta skulle kunna leda till en minskad genomsläppligheten i jord och därmed inbromsat flöde. En så detaljerad geologisk beskrivning i den numeriska modellen skulle kräva en finare upplösning av rutnätet i flödesmodellen samt tillgång till mer detaljerade geologiska data från området.

Halten av löst PCE i Alnarpsströmmen är praktiskt sett obefintlig enligt simulationerna. Föroreningen når precis fram till övergången från lera till finsanden/Alnarpsedimenten i det värsta scenariot. Alltså är den grovkorniga delen av den djupa akviferen inte påverkad när plymens utgångsläge är som djupast. Osäkerheten kvarstår gällande en möjlig spridning av den fria fasen genom sprickor som sedan tränger ner i akviferen. Sett utifrån potentiella föroreningshalter kan detta ha en stor påverkan på grundvattnet i Alnarpsströmmen då en stor mängd fri fas kan leta sig ner i den djupa akviferen med densitetsdriven transport genom otätheter. Det i huvudsak impermeabla lagret är relativt tunt (10-20m) och kan ha genomgående sprickor i sina tunnaste partier. Förutom naturliga sprickorna finns även otätheter orsakade av mänsklig aktivitet. Ett stort antal villor i Bjärred har energibrunnar som inte nödvändigtvis är tätade mot läckage längs brunnsväggarna vilket skapar en möjlighet för fria fasen att röra sig neråt förbi moränen. Detta förutsätter dock att PCE skulle migrera långt ifrån källområdet då den närmsta registrerade brunnen ligger 100 m från kemitvätten. Inget tydde på en sådan migration i provtagningarna från huvudstudien som utfördes av Structor där källområdet såg ut att hålla sig under byggnaden.

5.4 Vilken inverkan kan en punktkälla ha på regional skala för ett slutet grundvattenmagasin?

Resultaten från simulationerna tyder på att en regional spridning inte är trolig för föroreningen utifrån förutsättningarna som antogs i examensarbetet. Även vid extrema scenarion i de olika simulationsomgångarna har det varit tydligt att föroreningsplymen stannar av och transportrörelsen stagnerar efter 5 m och 10 m från källområdet i normala respektive värsta scenariot. Den före detta kemptvätten i Bjärred har sin största påverkan vid källområdet där koncentrationerna skapar risk för farliga ånghalter i verkstaden direkt ovan källområdet som visades i Structors huvudstudie. I examensarbetet fokusområde, den vertikala spridningen av PCE i löst fas, har simulationer i olika scenarion visat att det inte råder någon större risk för att en sådan transport kan ha skett till Alnarsströmmen. Istället är det mer sannolikt att de påvisade koncentrationerna PCE från huvudstudien av Structor Miljö Öst AB (2023) är orsakade av genomträngning av PCE i fri fas genom sprickor och sandlinser. I simulationen bromsades den advektiva spridningen in av moränen, även när dessa gjordes mer genomsläppliga i modellen på grund av sprickighet och innehåll av grus i moränen. Vidare har scenarion som testats visat att en kraftigt avsänkt grundvattennivå inte förändrar situationen märkbart. Detta gäller även lokal påverkan som ett dricksvattenuttag från en brunn.

6 Slutsats

F.d. kemtvätten, Bjerre kemiska, har spillt stora mängder lösningsmedel, i huvudsak PCE. Föroreningsens rörelse har undersökts i examensarbetet med hänsyn till olika scenarion som kan bidra till en högre risk för spridning. Resultaten tyder på att den advektiva transporten är kraftigt inbromsad av lermoränen då den avstannar 11 m under markytan vid en simulationstid på 100 år. Samtidigt har provtagning i jord från tidigare studier visat att det finns föroreningshalter i jorden på 25 meters djup, under lermoränen, mycket djupare än vad som är möjligt vid advektiv spridningen enligt den numeriska modellen. I simulationen var det tydligt att källområdets vertikala utbredning hade det största inflytandet på vertikala spridningen som i simulationen nådde djupet 20 m. Det är alltså lösta fasens utgångspunkt som avgör plymens utbredning i det här fallet. Diskrepansen mellan PCE halterna på djupet från tidigare provtagningar och simulerade spridningen tyder på att spridning av fri fas har möjliggjort att föroreningen har passerat lerlagret genom sprickor och sandlinser och nått Alnarpsströmmen.

Examensarbetets resultat bygger på begränsade geologiska data som har krävt förenklingar och antaganden i moduluppbyggnaden av den numeriska grundvattenmodellen. Fler borrhningar runt kemtvätten hade minskat dessa osäkerheter genom att ge en tydligare bild av det tunnare morän/lera partiets mäktighet och dess uppbyggnad. I anslutning till en sådan borrhning föreslås djupa provtagningar av grundvatten och jord utföras i Alnarps sedimenten och i de grova sedimenten i botten av Alnarpsströmmen. Detta för att kunna verifiera om PCE eller någon av dess nedbrytningsprodukter förekommer på de djupen. Vid genomförandet bör risken för mobilisering av fri fas i källområdet särskilt beaktas, då en borrhpunkt kan utgöra en potentiell spridningsväg för förorening. Med mer detaljerade geologiska data och fler kalibreringspunkter hade en mer finupplöst flödesmodell kunnat skapas och ge en mer detaljerad bild av hur den lösta fasen sprids i området.

7 Referenser

Chapman, S. & Parker, B., 2005. Plume persistence due to aquitard back diffusion following dense nonaqueous phase liquid source removal or isolation. *Water Resources Research*, 41(12), p. W12411.

Englöv, P. o.a., 2007. *Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod.*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Erlström, T., 2022. *Grundvattenbildning i Alnarpsströmmen: Numerisk modellering av grundvattenbildning och akvifersförhållanden*, Lund: Lunds tekniska högskola, Lund University.

Fetter, C. W., 2001. *Applied hydrogeology*. 4th red. Prentice Hall: Person Education.

Grisak, G. & Cherry, J., 1974. *Hydrologic characteristics and response of fractured till and clay confining a shallow aquifer*, Waterloo, ON: Department of Earth Sciences, University of Waterloo.

Hanor, J. S., 1993. Effective Hydraulic Conductivity of Fractured Clay Beds at a Hazardous Waste Landfill, Louisiana Gulf Coast. *Water Resources Research*, 29(11), pp. 3691-2698.

Johansson, M., Widing, S., Leander, B. & Persson, K. M., 2006. *Groundwater model, Mike She, of the salt water distribution in Alnarpsströmmen, southern Sweden*. Cagliari-Chia Laguna, Italien, SSGK, pp. 35-44.

Jonasson, S., von Brömssen, M., Gunnemyr, L. & Lindstrand, O., 2007. *Modeller för transport och spridning av föroreningar – fas 2*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Kessler, T., 2012. *Hydrogeological Characterization of Low-permeability Clayey Tills: The Role of Sand Lenses*, Kongens Lyngby: DTU Environment.

Kueper, B., Wealhall, G., Smith, J., Leharne, S., Lerner, D., 2003. *An illustrated handbook of DNAPL transport in the subsurface*. Bristol: Environment Agency R&D.

Larsson, R., 2008. *Jords egenskaper (SGI Information 1; rapport SGI-INF-08/1–SE, 5:e utg., reviderad)*, Linköping: Statens geotekniska institut.

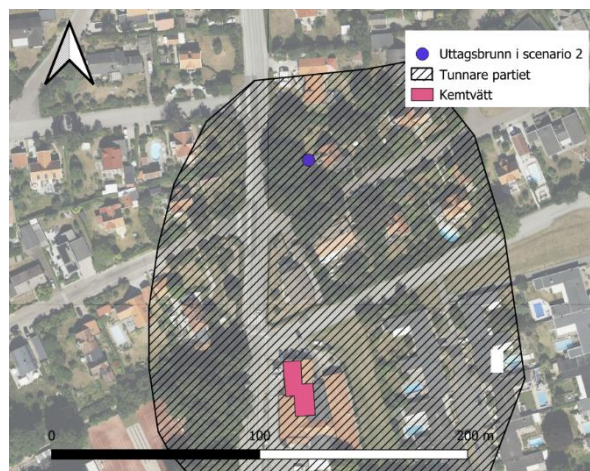
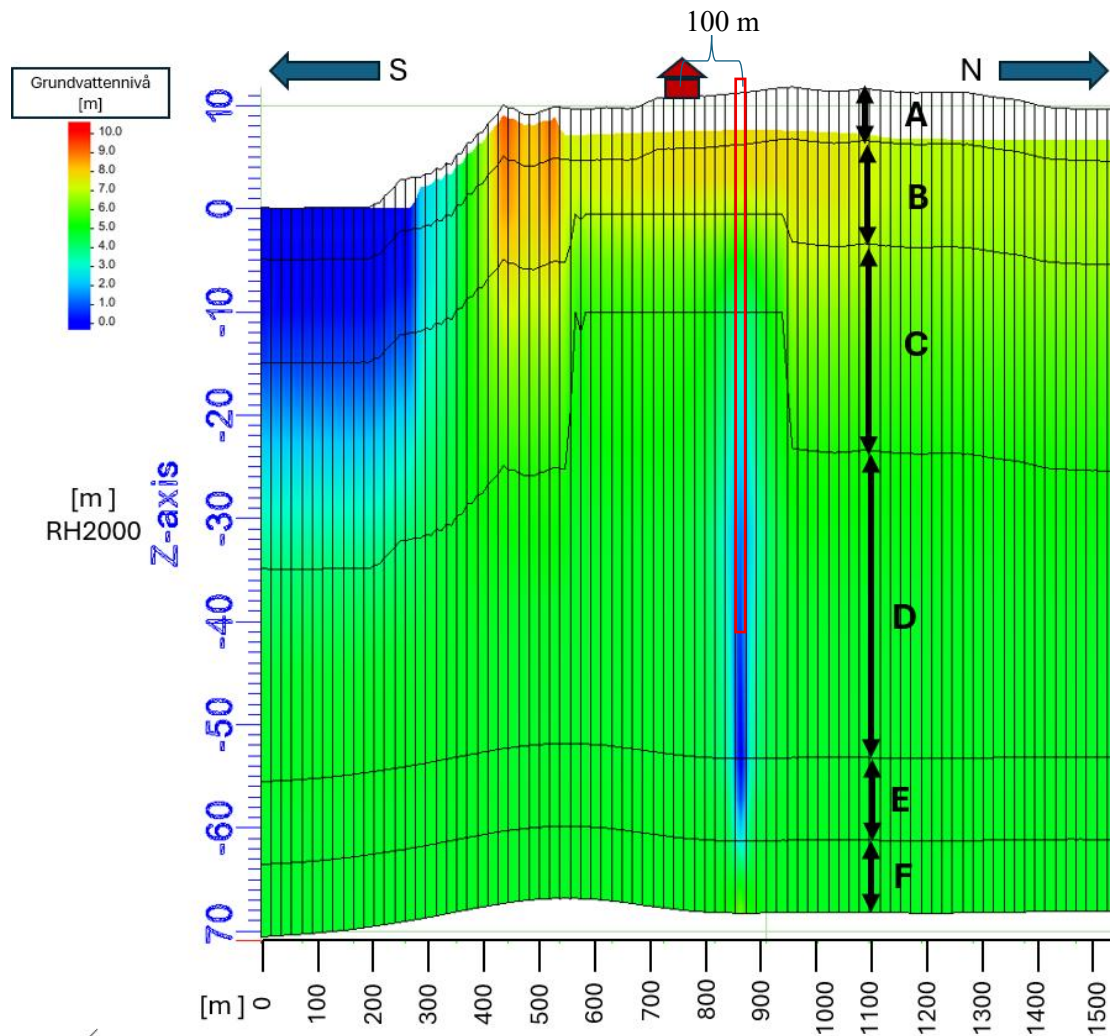
Larssons i Bjärred Mekaniska Verkstad AB, u.d. *Om oss*. [Online]
Hämtad från: <https://www.larssonsmek.se/om-oss/>
[Använd 12 April 2025].

Livsmedelsverket, 2022. *Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12) om dricksvatten.*
[Online]
Hämtad från: https://kunskapsbanken.fmh.se/wp-content/uploads/2020/04/191024_dricksvatten_tabell_grans_o_riktvarden_konv_av_Foxit_fr_pdf_till_KOPIA_docx.pdf
[Använd 20 April 2025].

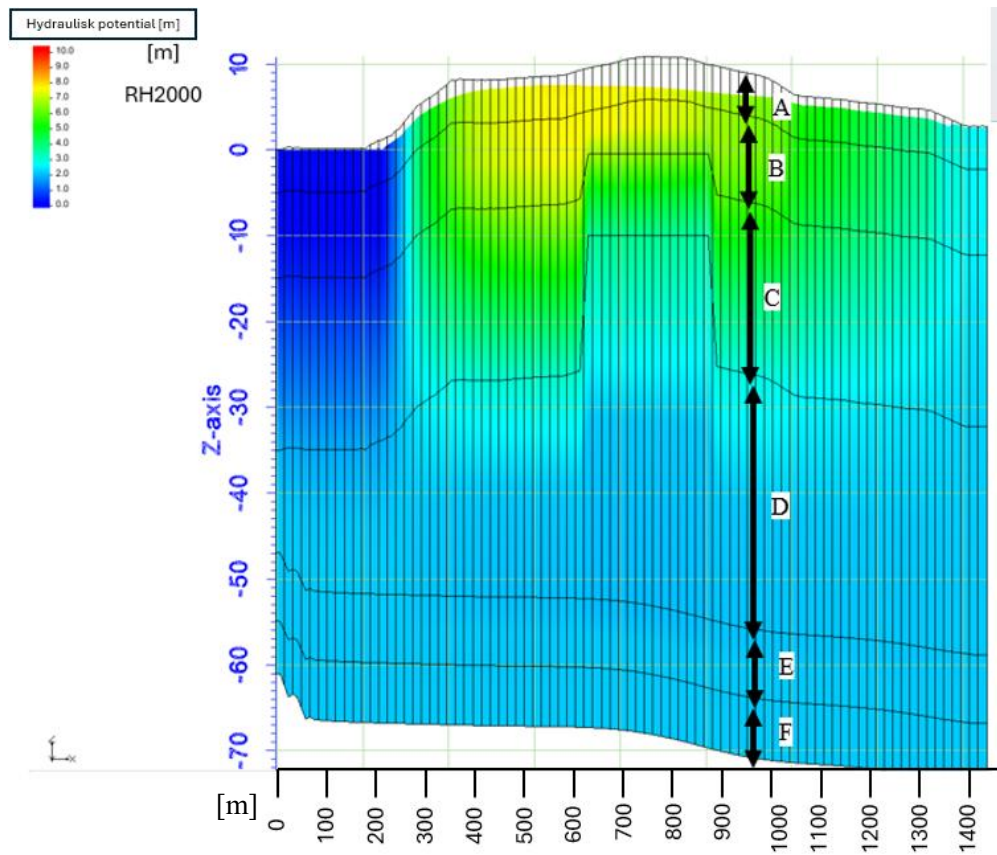
Länsstyrelsen, u.d. *EBH-kartan*. [Online]
Hämtad från: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>
[Använd 20 02 2025].

- Mackay, D. M., Roberts, P. V. & Cherry, J. A., 1985. Transport of organic contaminants in groundwater: Distribution and fate of chemicals in sand and gravel aquifers.. *Environmental Science & Technology*, 19(5), pp. 384-392.
- Moran, M. J., Zogorski, J. S. & Squillace, P. J., 2007. . Chlorinated solvents in groundwater of the United States.. *Environmental Science & Technology*, 41(1), pp. 74-81.
- Naturkartan, 2025. *Löddeåns mynning (södra delen)*. [Online]
Hämtad från: <https://www.naturkartan.se/sv/skane-lan/loddeaans-mynning-sodra-delen>
[Använd 12 Augusti 2025].
- Nordlander, H., 2015. *Groundwater modelling of Färgaren 3 in Kristianstad - Simulations in MIKE SHE based on two extraction scenarios and different hydrogeological settings.*, Lund: Engineering Geology, Faculty of Engineering, Lund University.
- Parker, B. L., Cherry, J. A., Chapman, S. W. & Guilbeault, M. A., 2003. Review and analysis of chlorinated solvent dense nonaqueous phase liquid distributions in five sandy aquifers. *Vadose Zone Journal*, 2(1), pp. 116-137.
- Ringberg, B., 1980. *Beskrivning till Jordartskartan Malmö SO. SGU Serie Ae nr 38.* Uppsala: Sveriges geologiska undersökning.
- Ringberg, B., 1987. *Beskrivning till Jordartskartan Malmö NO. SGU Serie Ae nr 85.* Uppsala: Sveriges geologiska undersökning.
- SGU, u.d.(a). *Kartvisare: Hydraulisk konduktivitet i berg*. [Online]
Available at: <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-hydraulisk-konduktivitet.html>
[Använd 11 Juni 2025].
- SGU, u.d.(b). *SGUs Kartvisare: Brunnar*. [Online]
Hämtad från: <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html>
[Använd 12 Maj 2025].
- SGU, u.d.(c). *Kartvisare: Jordarter 1:25 000-1:100 000*. [Online]
[Använd April 2025].
- SMHI, u.d. *Vattenstånd och vågor — Barsebäck: Diagram*. [Online]
Hämtad från: <https://www.smhi.se/vader/vader-till-havs/vattenstand-och-vagor/barseback/diagram>
[Använd 10 Juni 2025].
- Structor Miljö Öst AB, 2023. *Huvudstudie fd Bjärre kemiska tvätt*, Kalmar: u.n.
- SWECO, 2024. *Årsrapport 2023 med förslag till arbetsplan och budget för 2025*, u.o.: Sydvästskånes grundvattenkommitté.
- Vattenbyggnadsbyrån, 1969. *Samarbetskommitten för Alnarpsströmmen*, Stockholm: Samarbetskommitten för Alnarpsströmmen.
- Vatteninformationssystem Sverige, u.d. *VISS*. [Online]
Hämtad från: <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA66277431>
[Använd 19 Maj 2025].
- Westall, J. C. & Schwarzenbach, R. P., 1981. Mechanistic description of adsorption of nonionic organic chemicals to soil and sediments.. *Environmental Science & Technology*, 15(1), pp. 48-56.
- Zheng, C. & Wang, P., 1999. *MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems*, Alabama: U.S. Army Engineer Research and Development Center..

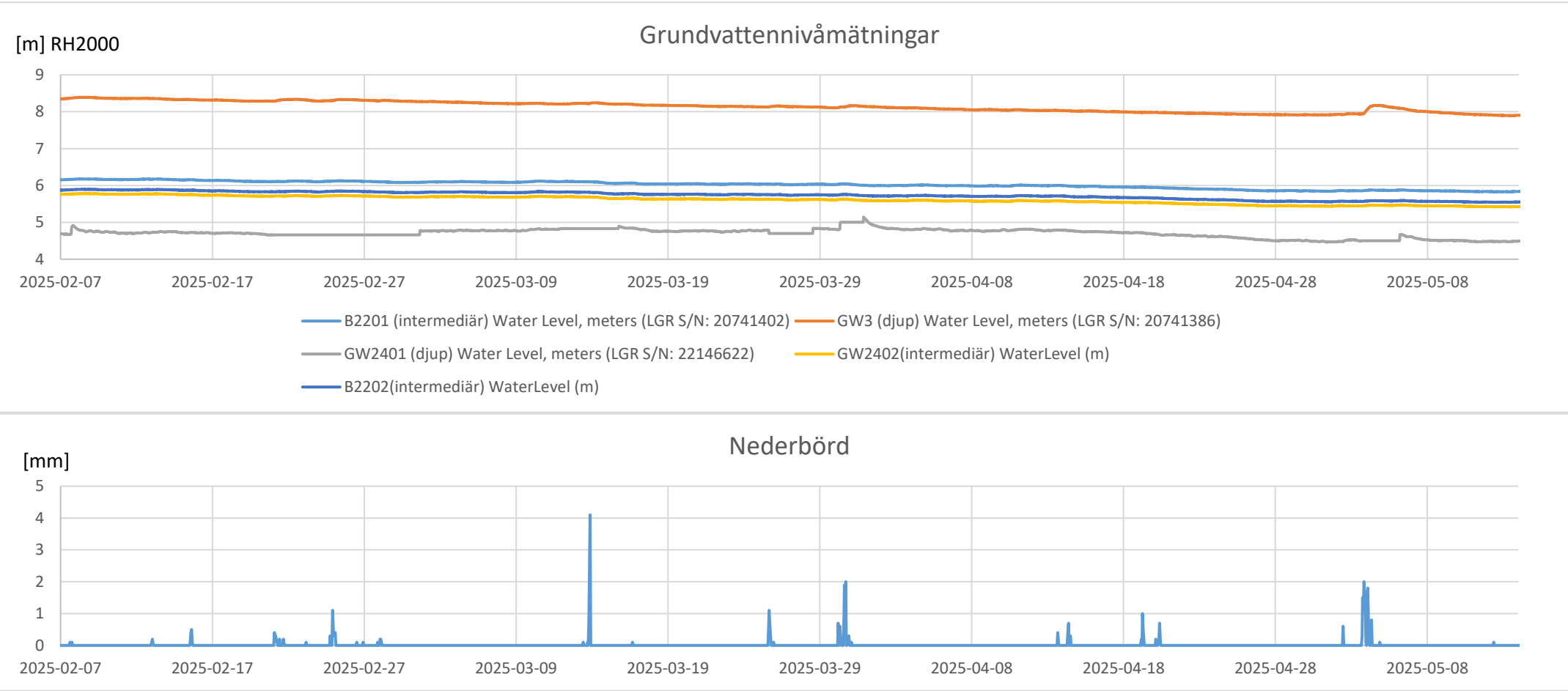
BILAGA 1. MODFLOW modell med grundvattenuttag 100 meter från källområdet. Nedanför sektionen visas teoretiska brunnens placering i förhållande till f.d. kemptvätten.



BILAGA 2. MODFLOW modell med konstanta trycket i Alnarpsströmmen sänkt till 2 meter vattenpelare.



BILAGA 3 Grundvattenmätningar för kalibrering av grundvattenmodell och nederbörden under mätperioden



BILAGA 4. Flödesbudget för hela grundvattenmodellen. Flödena visas i m³/s.

Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)

	Flow In	Flow Out
Sources/Sinks		
CONSTANT HEAD	0,0074955759485	-0,024668459096
DRAINS	0,0	-0,026681701589
RECHARGE	0,0436418231263	0,0
Total Source/Sink	0,0511373990748	-0,051350160685
Zone Flow		
FLOW RIGHT FACE	0,0	0,0
FLOW FRONT FACE	0,0	0,0
FLOW LOWER FACE	0,0	0,0
FLOW LEFT FACE	0,0	0,0
FLOW UPPER FACE	0,0	0,0
FLOW BACK FACE	0,0	0,0
Total Zone Flow	0,0	0,0
TOTAL FLOW	0,0511373990748	-0,051350160685
Summary	In - Out	% difference
Sources/Sinks	-0,000212761610	-0,415194996272
Cell To Cell	0,0	0,0
Total	-0,000212761610	-0,415194996272

BILAGA 5. Flödesbudget genom tunna partiet, "flow lower face" som är flödet ner till underliggande celler, detta är alltså vertikala flödet och det som styr advektiva transporten av föroreningen i simulationen. Flödena visas i m³/s.

Beräknat flöde vid normala GW nivåer

Number of selected cells: 216

	Flow In	Flow Out
Sources/Sinks		
CONSTANT HEAD	0,0	0,0
DRAINS	0,0	0,0
RECHARGE	0,0002711373945	0,0
Total Source/Sink	0,0002711373945	0,0
Zone Flow		
FLOW RIGHT FACE	0,0	-0,000190451018
FLOW FRONT FACE	0,0	-0,000024150105
FLOW LOWER FACE	0,0	-0,000032772705
FLOW LEFT FACE	6,49576808e-006	-0,000013072112
FLOW UPPER FACE	0,0	0,0
FLOW BACK FACE	8,19947388e-007	-0,000020242959
Total Zone Flow	7,31571547e-006	-0,000280688898
TOTAL FLOW	0,0002784531100	-0,000280688898
Summary	In - Out	% difference
Sources/Sinks	0,0002711373945	200,0
Cell To Cell	-0,000273373183	-189,8394468449
Total	-2,2357885e-006	-0,799721152036

Beräknat flöde vid låga GW nivåer

Number of selected cells: 216

	Flow In	Flow Out
Sources/Sinks		
CONSTANT HEAD	0,0	0,0
DRAINS	0,0	0,0
RECHARGE	0,0002711373945	0,0
Total Source/Sink	0,0002711373945	0,0
Zone Flow		
FLOW RIGHT FACE	0,0	-0,000153647212
FLOW FRONT FACE	0,0	-0,000025273897
FLOW LOWER FACE	0,0	-0,000061063013
FLOW LEFT FACE	3,00453156e-006	-0,000015011446
FLOW UPPER FACE	0,0	0,0
FLOW BACK FACE	2,07941696e-007	-0,000021397528
Total Zone Flow	3,21247326e-006	-0,000276393096
TOTAL FLOW	0,0002743498678	-0,000276393096
Summary	In - Out	% difference
Sources/Sinks	0,0002711373945	200,0
Cell To Cell	-0,000273180623	-195,4042785873
Total	-2,0432285e-006	-0,741989856980

BILAGA 6. Kalibreringen av modellen gjordes utifrån mätpunkterna i tabbellen. För varje punkt redovisas filterintervall, observerad nivå, osäkerhet samt modellens beräknade nivå och den resulterande residualen.

Namn	Filter överkant [m] RH2000	Filter underkant [m] RH2000	Observerad grundvattenniv å [m] RH2000	Beräknad grundvattennivå [m]	Residual [m]
GW3	8.3	7.5	8.13	7.595262	0.534738
B2201	-9	-12.18	6.015	5.155292	0.859708
GW2402	-9	-10.636	5.6	5.596087	0.003913
GW2401	-36.63	-41.9	4.7	4.702743	-0.00274
B2202	-9	-9.24	5.73	6.091197	-0.3612